

被ばく線量に影響を及ぼす住家内外の要因に関わる研究

吉田 浩子（東北大学大学院薬学研究科・准教授）

研究要旨

本研究は、平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度に調査した住家おおよそ 150 戸のうち現在も調査が可能な住家について住家内外の放射線・放射能分布状況について再調査を行い、被ばく線量に影響を及ぼす要因である線量低減係数及び屋内残留放射能（表面汚染密度）の経時変化について調べることを目的としている。昨年（2019 年）度は飯舘村 34 戸、南相馬市小高区 9 戸、浪江町 8 戸、大熊町 2 戸、の合計 53 戸での木造住家の調査を実施し、今年（2020 年）度は南相馬市小高区 24 戸、浪江町 10 戸（うち 3 戸は住家と同サイズの集会所）、飯舘村 6 戸、大熊町 5 戸、双葉町 2 戸の木造住家合計 47 戸での調査を実施した。昨年度の調査結果と合わせて解析した結果、以下のことが示唆された。なお、以下で、「除染前」と「除染直後」とあるのは平成 24~26 年度に行った調査での結果を示す。

1. 空間線量の低下率について 空間線量率の低下率 (%) の中央値及び四分位範囲:Q1-Q3 は除染直後で屋外で 58.4 (44.9-64.7)、屋内で 43.3 (33.5-49.3) (n=38 戸) であり、今回 3 回目 (2019・2020 年) の調査時では屋外で 49.6 (32.7-59.4)、屋内で 48.3 (28.9-60.0) (n=54 戸) であった。除染直後の空間線量の低下率は屋外>屋内であったが、今回の測定では低下率に屋外と屋内の間に差はなくなっていた。自然環境 γ 線の線量は屋外・屋内ともに除染前後及び今回の測定で変化は観察されなかった。

2. 線量低減係数: Reduction Factor (RF) について 除染前、除染直後、3 回目 (2019・2020 年) の中央値及び四分位範囲、Q1-Q3 はそれぞれ 0.43 (0.35-0.54)、0.63 (0.50-0.81)、0.61 (0.49-0.75) と評価された。除染により大きく線量低減係数は変化して線量低減係数が大きくなっているが、除染直後と 3 回目 (2019・2020 年) とに大きな差は認められない。それぞれの住家について、線量低減係数の比を算出した。除染直後/除染前、2019・2020 年/除染前について比の中央値はそれぞれ 1.30、1.24 で両者に大きな差は認められないが、2019・2020 年/除染直後比がほぼ 1 に近く、除染直後と 2019・2020 年では線量低減係数に大きな差がなかったことを示している。2019・2020 年の調査において線量低減係数が 1.0 を超える例に含まれているのは屋外の空間線量率が 0.062-0.101 μ Sv/h (RF=1.00-1.05) のようなきわめて低い空間線量率の住家であることがわかった。この原因は事故由来の放射性 Cs の影響が低減し自然環境 γ 線の線量が主体となってきたためと考えられる。除染前及び 2019・2020 年の線量低減係数をそれぞれの屋外（住家周辺の空間線量率）に対してプロットした結果から、 $y = -0.108\ln(x) + 0.469$ と評価された (x は屋外の空間線量率 (μ Sv/h)、y は線量低減係数)。

3. 屋内表面汚染密度について 飯舘村、南相馬市小高区では、それぞれ 2017 年、2016 年に避難指示が解除され、その後帰還・居住する住民が徐々に増えてきている。この 2 つの地域における表面汚染密度の経時的変化及び帰還（居住）している住家と帰還（居住）していない

住家との差の有無について飯舘村（40 戸）と南相馬市小高区（33 戸）で検討を行った。経時変化について、平成 24~26 年度と 2019・2020 年の調査結果を比較したところ、双方の地域とも平成 24~26 年度に比べて今回（2019・2020 年）での値のほうが低くなっていることが示された。ただし、この差は物理的減衰（最大で 40.2%）を含むものである。また、双方の地域ともで居住していない家に比べて居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家のほうで表面汚染密度の値が低くなっていることが示された。

4. γ 線スペクトルへの 600×600 逐次近似法の適用 応答関数を用いた 600×600 逐次近似法を適用し、周辺線量当量率と人工放射性核種（ ^{134}Cs 、 ^{137}Cs ）の線量寄与率を算出した。この結果を 22×22 逐次近似法にて算出された周辺線量当量率および人工放射性核種の線量寄与率と比較した。両手法により算出した周辺線量当量率は数%の誤差内で一致していた。両手法による人工放射性核種の線量寄与率は周辺線量当量率に対して正の相関を示したが、全体的に 600×600 逐次近似法で低い値を示した。

5. 3D-ADRES を用いて作成した家屋モデルによるシミュレーション 3D-ADRES を用いて、福島県内の典型的な家屋及びその周辺環境に対するモデリングを行い、家屋周辺の除染等における除去率を変えた際の家屋内外の空間線量率分布の変化を求め、除去率と家屋の線量低減係数の関係性を評価した。その結果、除去率を大きくすると、観測により取得されていた事故初期の比較的小さい線量低減係数値から、経時変化と共に大きい低減係数値へと推移する様子が再現された。

キーワード：住家内外、経時変化、空間線量率、線量低減係数（RF）、屋内表面汚染密度、放射性セシウム（放射性 Cs）

研究協力者

町田昌彦（日本原子力研究開発機構・研究主席）、金敏植（日本原子力研究開発機構・研究員）、Alex Malins（日本原子力研究開発機構・研究員）、吉村和也（日本原子力研究開発機構・副主幹研究員）、森内茂（元日本原子力研究開発機構・前特別フェロー）

林 真照（三菱電機株式会社・主席研究員）、東 哲史（三菱電機株式会社・主席研究員）、笹野 理（三菱電機株式会社・研究員）、牧田 泰介（三菱電機株式会社・研究員）

研究目的

福島県では避難指示区域の解除及び緩和が進んでいる。解除がされていない帰還困難区域内にも特定復興再生拠点区域が認定され、令和 2 年（2020 年）3 月 14 日の常磐線全線再開にともない双葉駅、大野駅、夜ノ森駅の 3 駅とその周辺の避難指示が解除された。これにともない、帰還・居住する住民の増加が今後予想されるなか、より適切に被ばく線量推定を行えるよう現状に即した情報が必要である。特に、住民がもっとも長い時間を過ごす屋外・住家屋周辺（庭）の放射線量の状況調査及び住家屋内の放射線量の評価は重要であり、屋内空間線量推定のために、屋外空間線量から屋内空間線量を算出する線量低減係数（Reduction Factor、RF）の評価が必要不可欠

となってくる。福島県では住宅総数の 76.2%及び一戸建ての 97.3%が木造であることから¹⁾、とりわけ木造住家についての線量低減係数の値を求めることが有用である。

原発事故が発生した平成 23 年当時木造住家を含めて日本家屋についての線量低減係数値は存在しなかったため、国際原子力機関による IAEA-TECDOC -225「核施設の放射線事故へのオフサイト対応プランニング」²⁾及び 1162「放射線緊急事態の評価および対応のための一般的手順」³⁾に示される 1 階および 2 階建ての木造の家におけるしゃへい係数（線量低減係数）0.4 を適用して屋内の空間線量が推定された。原発事故直後から行われたいくつかの実測により日本家屋についての線量低減係数値が評価され、木造家屋で RF を代表値 0.4 として数値することは妥当であることが示された^{4,5)}。

しかしながら、この値は原発事故によって沈着が生じた初期には適切であったものの、除染や時間経過とともに屋外・住家屋周辺（庭）の空間線量率が低くなると線量低減係数値は大きく変化することが示された⁵⁾。IAEA もしゃへい係数（線量低減係数）値、0.4 は事故直後の緊急時に適用されるものであるとしている。今後も一律に RF を 0.4 として屋内線量を推定することは不適切であることは明らかであるが、いつまで 0.4 を使い続けることが妥当であるのか、屋外の空間線量率が減少するとき線量低減係数値として何を使えば良いのかは明らかにされていない。さらに、本事業で調査対象としている除染特別地域（国直轄地域）においては、環境省の「除染関係ガイドライン」⁶⁾中の除染等の措置に係るガイドラインに従って、住家周り（原則住家から 20m 範囲）は 5cm の表土除去が行われて空間線量率が大きく低下した。一方、除染範囲以遠の屋外では空間線量率はこれより高い傾向がある。このように屋外の空間線量率が不均一であるとき、住家内/屋外空間線量率比として求める線量低減係数の分母はどこの値をとるのが適切であるか検討が必要である。

住家に関してもう一つの住民の大きな関心は屋内の汚染状況に関する情報である。住家内は除染の対象とはなっていないため、元の住家に帰還・居住する住民にとって屋内（及び放置してきた家財）についての情報は有用なものとなる。平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度の本事業における主任研究者の研究調査により、原発事故発生時に放射性プルームの通過に伴い屋内に入り込んだと考えられる放射性セシウム（放射性 Cs）が住家屋内に観察され、室内（家財）や天井裏等の表面に遊離性のハウスダストとして残存していること、表面汚染密度の値は福島第一原子力発電所（福島第一原発）からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があること⁷⁾、手に付着したハウスダストからの経口摂取や掃除等により舞い上がったエアロゾルの吸入摂取による内部被ばく線量は屋内表面汚染密度が高くなる、すなわち福島第一原発に近い住家では高くなること⁸⁻¹⁰⁾を明らかにしてきた。福島第一原発に近い大熊町や双葉町等の特定復興再生拠点区域では、上述したように避難指示の解除が進められつつあり、元からあった住家に帰還する住民もいることから、この地域の住家内の屋内残留放射能が時間経過によりどう変化するのか、知見を集める必要がある。

そこで、本研究では平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度に調査した住家の計およそ 150 戸について～7・8 年経過後の再調査を行い、①線量低減係数をあらたに取得して除染や時間経過による変化を解析。屋外に残留する放射性 Cs の屋内への寄与を構築したモデルと合わせて検討。②屋

内残留放射能（表面汚染密度）の変化傾向を解析。③外部・内部被ばく線量に影響を与える要因を総合的に検討する、ことを 3 年の研究期間を通じた目的とする。昨年（2019 年）度は、避難指示が平成 29 年に解除され住民の帰還が進んでいる飯館村を主に再調査した。2 年目の今年（2020 年）度は、同じく平成 28 年に避難指示が解除された南相馬市小高区で調査を実施するとともに、避難が続いている浪江町、大熊町、双葉町の帰還困難区域での除染前後の調査にも着手した。

研究方法

1. 調査住家

昨年（2019 年）度は飯館村 34 戸、南相馬市小高区 9 戸、浪江町 8 戸、大熊町 2 戸、の合計 53 戸での木造住家の調査を実施し、今年（2020 年）度は南相馬市小高区 24 戸、浪江町 10 戸（うち 3 戸は住家と同サイズの木造の集会所）、飯館村 6 戸、大熊町 5 戸、双葉町 2 戸の木造住家合計 47 戸での調査を実施した。昨年度の調査結果と合わせてこれまでの調査住家 100 戸（飯館村 40 戸、南相馬市小高区 33 戸、浪江町 18 戸、大熊町 7 戸、双葉町 2 戸）の所在位置を図 II-1 に示す。このうち、飯館村 40 戸、南相馬市小高区 33 戸、浪江町の 11 戸、大熊町の 1 戸の住家は避難指示が解除された地域にあるが、浪江町の 7 戸及び大熊町 6 戸、双葉町の 2 戸はまだ解除されていない帰還困難区域にある。

避難指示が解除された飯館村 40 戸のうち 30 戸（うち 5 戸で元の家を解体して建て替え）で、南相馬市小高区 33 戸のうち 22 戸（うち 4 戸で元の家を解体して建て替え）で住民は帰還・居住もしくは毎日帰ってきて実質居住している。また、帰還・居住されている住家のほとんど全てで部分的になんらかの形でリフォームが行われていた。

2. 住家内外の空間線量率の測定

地表または床から 1m の地点で 1"φx1" NaI シンチレーションサーベイメータ（TCS-172、日立製作所）を用いて測定し、1cm 線量当量率、 $H^*(10)$ ($\mu\text{Sv/h}$) を取得した。測定にあたっては、住家外（家屋や植木などから十分に離れ地面は土もしくは砂利、開けた場所を選定）及び住家内（住民の許可を得られたすべての部屋及び廊下、もしくは住民がよく使う部屋、居間、寝室、子供部屋などについて窓から離れた各部屋中心）において検出器の方向を東西南北に向けて各 3 回行い、12 回の数

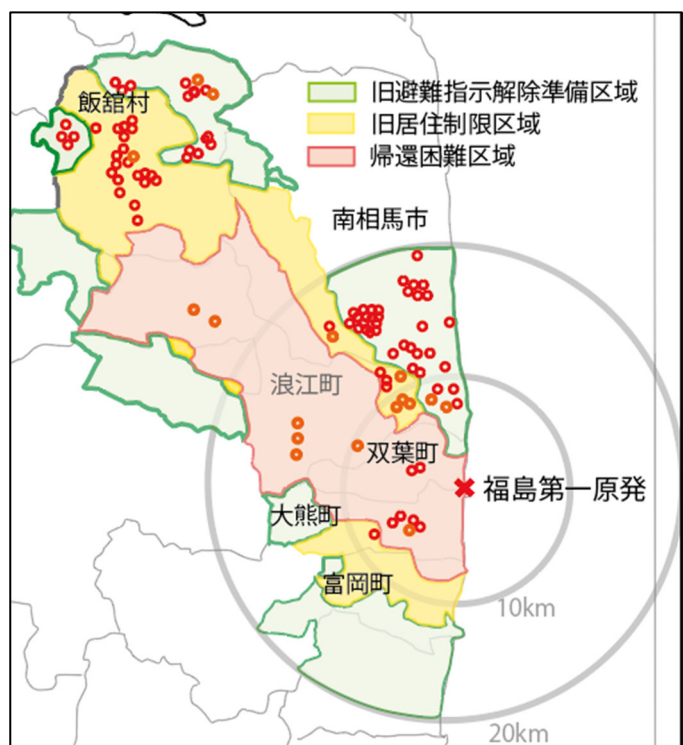


図 II-1 ○ 昨年（2019 年）度及び今年（2020 年）度に調査を行った 100 戸

値の平均をとった。住家周辺では uncontaminated effect¹¹⁾（住家の真下は湿性沈着がなく放射性物質の沈着がほとんどないことによる屋内・屋外空間線量率の低減効果）があり、かつ、犬走りの影響で建屋に近接したところでは数値は低くなる。このため原則として家建屋の外壁からある程度離れた場所で測定することとした。昨年（2019 年）度及び今年（2020 年）度に測定した合計 1198 箇所での計測における外壁からの距離の平均値は 545cm 中央値は 500cm であった。なお、時定数は屋外・屋内ともで原則として 30 秒とし東西南北での数値に大きな変動がない場合は 10 秒とした。住家周辺及び住家内での測定箇所の例を図 II-2 に、住家外での測定の様子を図 II-3 に示す。

なお、平成 24~26 年度の 1 回目の調査時には見られたセメン瓦の住家について、当初の計画では、セメン瓦からの屋内空間線量への寄与について時間経過を調べる予定であったが、セメン瓦自体が 60 年前あたりに多く使われていたため古くなっており、かつ、セメン瓦への放射性 Cs の浸透・吸着及びそこからの空間線量寄与について住民に広く周知されたこともあり、昨年（2019 年）度及び今年（2020 年）度の調査では、セメン瓦の住家はすべて解体もしくは解体中であったため実施しなかった。

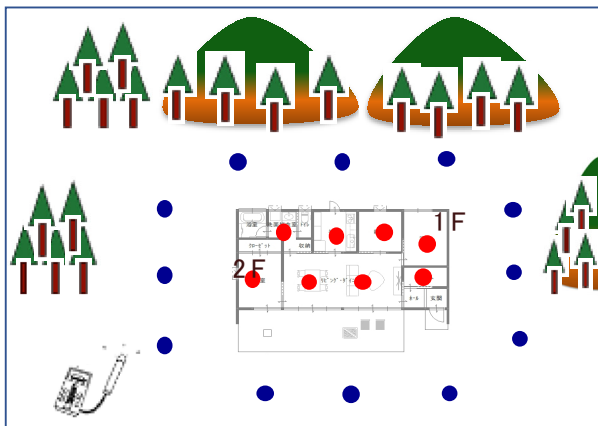


図 II-2 住家周辺及び住家内での測定箇所の例



図 II-3 住家外での測定の様子

3. 住家内外の γ 線スペクトルの測定

2.と同じ要領で住家内外で 3"φx3" NaI γ 線用スペクトロメータ（EMF-211、EMF ジャパン（株））を用いて γ 線スペクトルを測定した。測定箇所数は屋外・屋内それぞれで 1~2 箇所とし、900 秒間測定して γ 線波高分布を取得した。スペクトルの測定箇所では同時に 1"φx1" NaI シンチレーションサーベイメータによる空間線量率の測定も行った。住家外及び住家内での測定例を図 II-4 に示す。



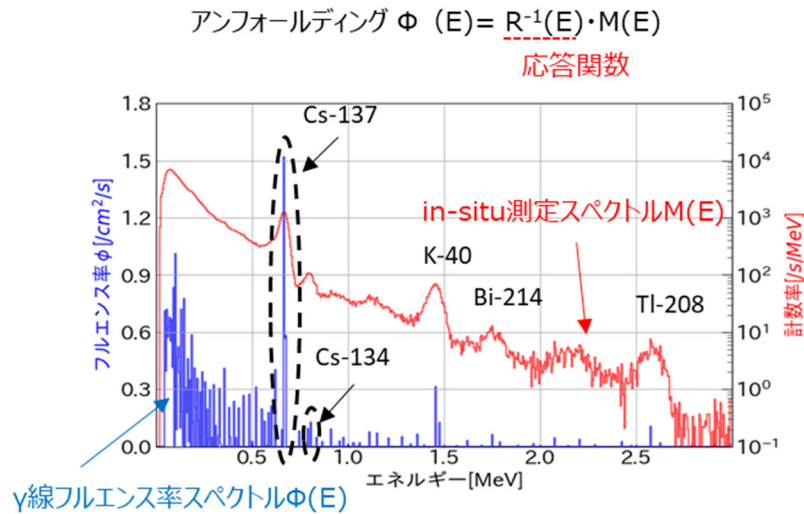
図 II-4 住家外（左図）及び住家内（右図）での γ 線スペクトル測定

γ 線波高分布からエネルギー・スペクトルを取得し、アンフォールディングコードで得たフラックスデータを解析した。22x22 応答行列法¹²⁾もしくは 49x49 応答行列法¹³⁾により、波高分布をアンフォールディングして入射 γ 線のエネルギー・スペクトルを取得した。自然環境 γ 線の ^{40}K 、 ^{214}Bi (^{238}U の娘核種)、 ^{208}Tl (^{232}Th の娘核種) の γ 線ピークを利用して K、U、Th 濃度を決定し、Beck et al¹⁴⁾ の換算係数により線量を評価した。全体の線量から自然環境 γ 線寄与分を差し引き、放射性セシウム (^{134}Cs と ^{137}Cs) からの寄与分とした。

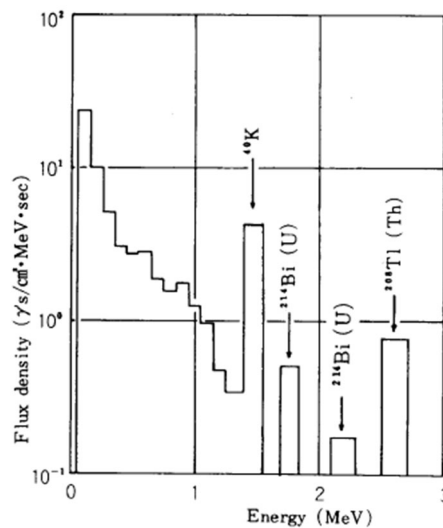
さらに、上述の 3"φx3"NaI γ 線用スペクトロメータにより取得した γ 線スペクトルに 600×600 行列の応答関数を使用した逐次近似法（以下、600×600 逐次近似法と呼ぶ。）によるアンフォールディングを別途行い、放射性 Cs からの空間線量率を評価することにより天然放射性核種からの寄与分と弁別し、応答行列法による解析結果と比較検討するとともに不確かさを評価する。なお、これまで本研究において用いてきた 22x22 行の応答行列法を、比較のため、これ以降 22×22 逐次近似法と呼ぶ。600×600 逐次近似法と 22×22 逐次近似法の違いを表 II-1 に示す。22×22 逐次近似法は得られた全線量率から天然放射性核種の寄与線量を推定することを目的としており、天然放射性核種に対応した不等幅（ビン）の応答関数を採用している。そのため、人工放射性核種による線量率への影響、定量化に課題があった。一方、600×600 逐次近似法では様々な核種の分析に対応するため高エネルギー分解能の等幅応答関数を採用した。図 II-5 に (a) 600×600 逐次近似法、(b) 22×22 逐次近似法（応答行列法）によるアンフォールディングで復元した信号を示す。600×600 逐次近似法では γ 線フルエンス率を高いエネルギー分解能で定量可能であるため、人工放射性核種も含め線量率に占める核種起源を明確に把握することができる。特に、今回のような事故以前の環境把握が困難な場合、事故による影響や状況把握に適するアンフォールディング手法と考える。

表II-1 600×600 逐次近似法と 22×22 逐次近似法の違い

	600×600 逐次近似法	22×22 逐次近似法 (応答行列法) ¹²⁾
応答関数サイズ	600 x 600	22 x 22
計算モデル	3”φx3”NaI 検出器への側面照射 (90° 方向並行ビーム照射)	3”φx3”NaI への等方照射
エネルギー範囲	0 keV-3 MeV	0 keV-3 MeV
エネルギー分析幅	5 keV	不等幅
利点	人工放射性核種直接成分の 線量率を定量可能	天然放射性核種の線量率を 高精度に算出



(a) 600×600 逐次近似法



(b) 22×22 逐次近似法（応答行列法）¹²⁾

図 II-5 (a) 600×600 逐次近似法、(b) 22×22 逐次近似法（応答行列法）

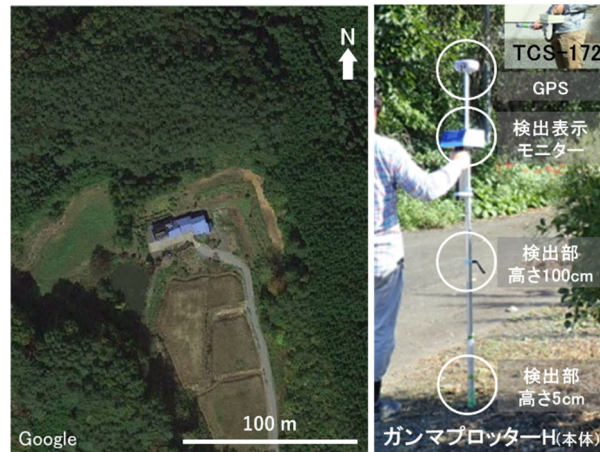
によるアンフォールディングで復元した信号

4. ガンマプロッターを用いた広域での空間線量率の分布測定

家屋周囲の広域での空間線量率分布の特徴を明らかにするため、連続測定が可能なガンマプロッターを用いた測定を行った。得られた連続測定データから、家屋外を代表する空間線量率を下記の 3 つの方法により求め、線量低減係数の方法による違いを比較評価した（いずれの方法でも、家屋の中心点での線量率を家屋内の代表線量率とする）。

2019 年に調査を実施した内容を下記にまとめる。図 II-6（左）は、一つの家屋を中心とした調査エリアである。対象とした家屋は、山林に位置した木造の 2 階建てであり、家屋の裏手には山林

斜面、両脇には畑、前面には田が存在し、福島県・飯館村にある典型的な家屋の一つと見ることができる。空間線量率の測定には、TCS-172 及びガンマプロッターH を用いた（図II-6（右）参照）。各々の測定の概要は表II-2 に記す。



図II-6 左：調査対象エリア（ID_I_12）、右：測定機器（ガンマプロッター-H）

表II-2 実施した測定の概要

測定機器	TCS-172	ガンマ プロッターH
測定項目	空間線量率 (μ Sv/h)	空間線量率 (μ Sv/h)
測定方法 (測定間隔)	4 方向、BG30 秒後、各 10 秒	3 秒
測定高さ	床・地上10cm, 床・地上100cm	地上5cm, 地上100cm

5. 放射線モンテカルロ輸送シミュレーションによる線量低減係数と除染の効果

家屋内外の空間線量率より求まる線量低減係数の経時変化傾向の原因を明らかにするため、家屋のシミュレーションモデルを作成し、放射線モンテカルロ輸送シミュレーション（コード：3D-ADRESを利用）を行った。一般にシミュレーションでは、モデルの構築と共に、原因として考えられる仮説を策定し、シミュレーションと観測結果との比較を行うことで、仮説の正当性を検証する。今年（2020年）度は、家屋周囲で行われた除染や人間活動に起因する表層土壌の擾乱に伴う放射性Cs除去が、観測された線量低減係数の経時変化傾向の原因となっているとの仮説の下、その実証を目的として、放射性Csの除去率をパラメータとし、その線量低減係数依存性を調べることにした。具体的には、まず、福島県内の典型的な家屋及びその周辺環境に対するモデリングを行い、家屋周囲の除去率毎に、家屋内外の空間線量率分布の変化を求め、線量低減係数に対する除染の効果を推定評価した。

(1) シミュレーションモデルの構築

① 土壌中の天然放射性核種濃度の設定

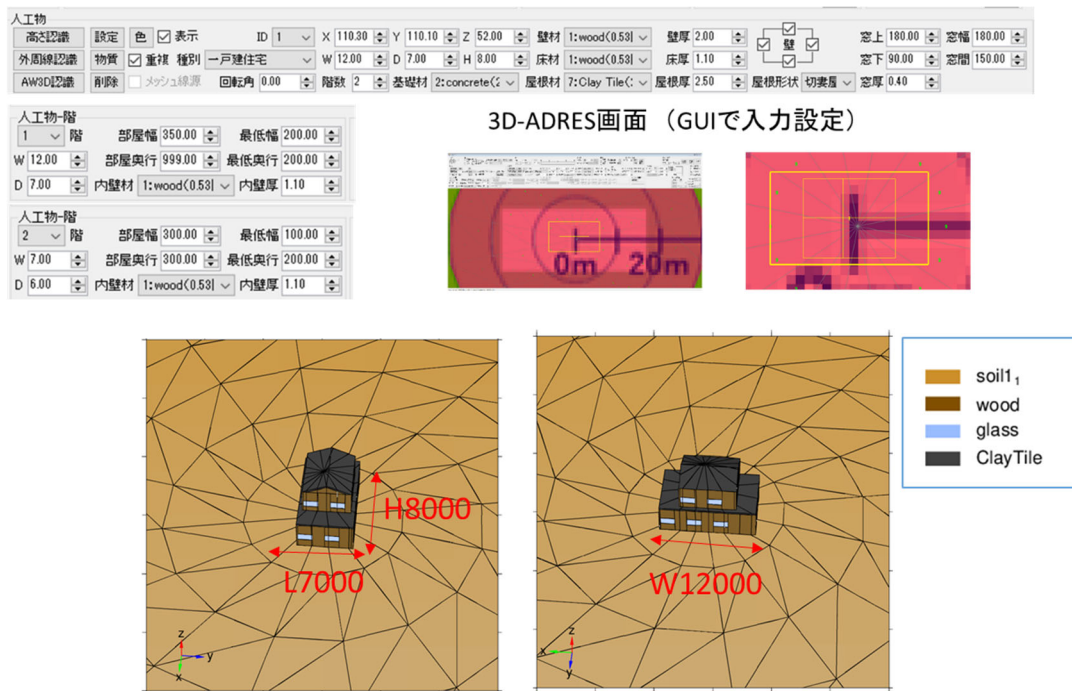
家屋内外の空間線量率の正確な評価を行うため、図 II-7 のように天然放射性核種¹⁵⁾を設定する。なお、天然放射性核種（K、Th、U）からの寄与については、家屋外の除染が進み、空間線量率が大きく減じた場合に、無視できない寄与となることが指摘されており、その効果（図 II-7 参照：コード 3D-ADRES を用いた PHITS での入力設定画面）を取り込んだ計算を行ったが、様々な土地利用を考慮したケースでのシミュレーションでは、それらの効果を含めない。

	γ per decay	activity density	soil density	
• K-40	source = 0.108 [photon/s/Bq]	310 [Bq/kg]	1.6 [g/cc]	= 0.054 [photon/s/cc]
• Th-232	source = 3.879 [photon/s/Bq]	28 [Bq/kg]	1.6 [g/cc]	= 0.170 [photon/s/cc]
• U-238	source = 3.145 [photon/s/Bq]	29 [Bq/kg]	1.6 [g/cc]	= 0.146 [photon/s/cc]

図 II-7 天然放射性核種による線量率寄与を取り込むための設定画面（コード 3D-ADRES を用いた PHITS での入力設定画面）

② 計算対象とする家屋モデルの構築

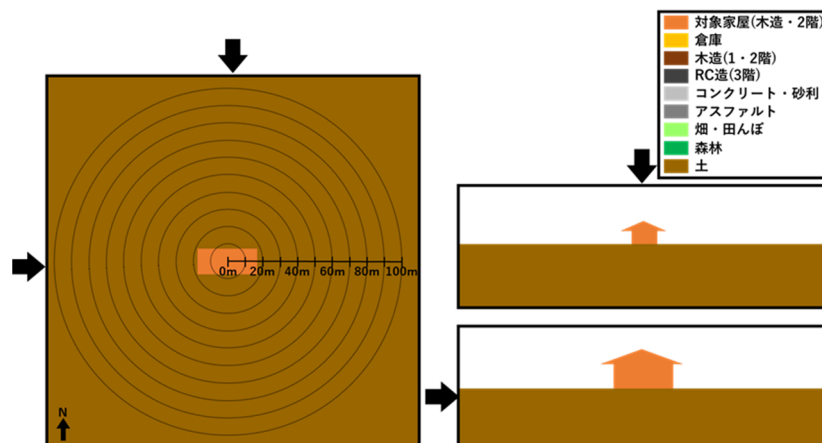
計算対象とする家屋モデルを構築する必要があるが、本事業では、古田ら¹⁶⁾のモデルを用いることとした。古田らは、福島県内の住宅を網羅的に調査し、住宅を一般に複数の市街地型と郊外型の住宅モデルで凡そ分類できるとし、複数の代表的住宅モデルを作成し、平坦且つ一様な土地にモデルを設置し、空間線量率の分布と家屋による線量率低減効果を、放射線輸送モンテカルロシミュレーション（PHITS）を用いて調べた。本事業では、その報告を参考に、古田が用いた郊外型 1 の家屋モデルを採用し、一様な周辺環境を含めたモデルを作成し（図 II-8 参照）、空間線量率の分布を計算する。郊外型 I の家屋モデルは、比較的、宅地面積の広い飯館村の住宅を代表するものと考え、採用した。ただし、3D-ADRES では、家屋室内の野地板等は現状、取り扱えない。しかし、その効果は十分に小さいと考えられる。



図II-8 計算対象とする家屋モデルと作成した土地の格子（コード3D-ADRESを用いたPHITSでの入力設定画面）

③ 周辺環境及び線源の設定

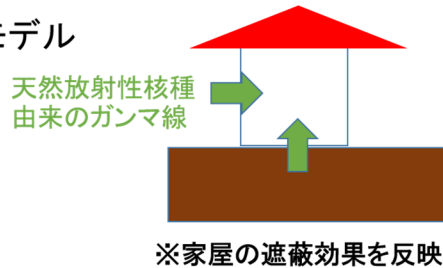
上記のように作成した住宅モデルを、図II-9のように、家屋周りの環境を全て土壌とした上、平坦な地形上に配置させた。また、現実の条件を反映した天然放射性核種、そしてCs線源の設定を行うため、図II-10のようにCs線源とボイドを設置した。天然放射性核種は、家屋の直下も含め一様に分布させる一方、Cs線源は、表層土壌にのみ一様に分布させるが、家屋と土壌の接面にボイドを置き、直下のCs線源由来の放射線は完全に遮へいされるものとする。これにより、天然放射性核種とCs線源の空間線量率への影響は、室内外において全く異なるものとなり、Cs線源については、家屋直下には存在しないとする状況が反映される。



図II-9 家屋の周りに平坦且つ一様な土壌が広がるモデル

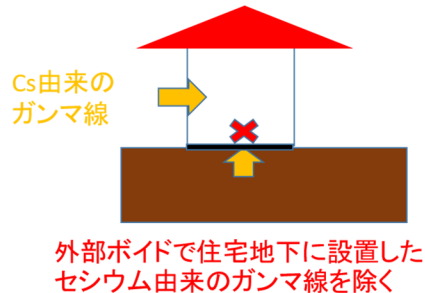
天然放射性核種の分布モデル

家屋下も含め一様に分布



Csの分布モデル

家屋下の土壌表層
には存在しない



※家床下のuncontaminated effectも考慮

図II-10 天然放射性核種、Cs線源の設定

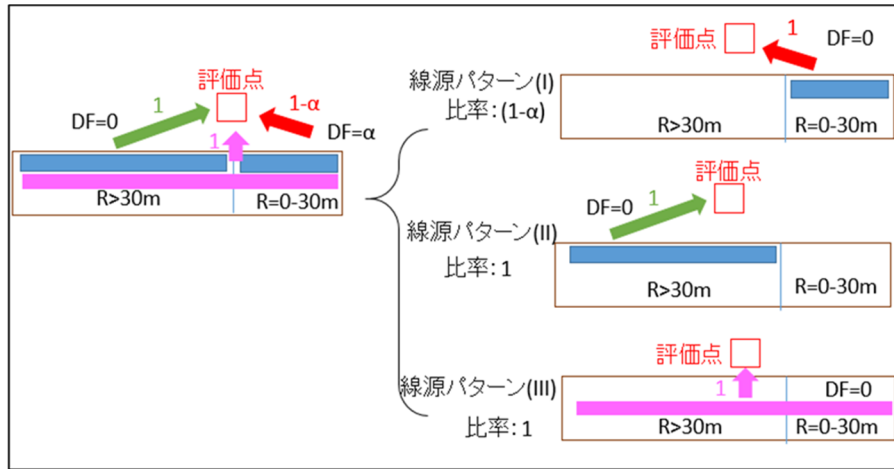
(2) 除去影響の評価及び環境モデル立案

① 除染等のモデリング

放射性Csの浸透を考慮し、除染は表層土壌から第一土層（0-5cm）、第二土層（5-10cm）までとし、各々の線源を一定の割合で除去した計算を行い、線量低減係数に対する除染及び人間活動による放射性Cs除去の効果を評価した。なお、除染の範囲としては、家屋中心から10m単位で設定可能とし、その効果が比較評価可能だが、本報告では0-30mの範囲での放射性Cs除去の効果を検討した。

② 除去領域の設定

除去領域として、地表面下5cmの部分除去対象と仮定し、除去前の放射能の分布量を ^{134}Cs : 5.7 [Bq/cc]、 ^{137}Cs :18.8 [Bq/cc]とした他、中心から0-30mの領域でのみ、表面下5cmの除去を行う設定とした。なお、除去領域の水分量は、簡単のため0とし、土壌の密度は1.6[g/cc]とした。さらに、家屋中心から30mをひとまとめにして除去を行った。さらに除去ケース毎の依存性を調べるため、図II-11のように、領域を中心から30m以内と以遠の部分に分けて計算の和則が成り立つことを利用し、放射性Cs分布をパターン分けして計算を行う。まず、パターン（I）としては、地表面5cm内に放射性Csを設定する。なお、汚染範囲は中心から30メートルまでとする。パターン（II）は、同様に地表面下5cmにのみ、放射性Csを設定する。汚染範囲は30m以遠とする。またパターン（III）では、地表面以下5-10cmに放射性Csを設置する。なお、パターン（I）については、0-30mの0-5cmの部分のみの除去率：DFを0-1の範囲で変化させる。この除去率：DFに応じ、パターン（I、II、III）の寄与を、除去率に応じた係数を用いて合算することで空間線量率の分布を比較評価することが可能となる。



図II-11 3パターン（I、II、III）の合算による評価点での空間線量率の除去率（DF）依存性の計算法

6. 屋内残留汚染の測定と表面汚染密度の評価

住民の許可を得られたすべての部屋で家具平面などに沈着している放射性物質（ダストに付着）を乾式スミア（拭き取り）法によりサンプリングした。スミアサンプリング箇所の例・模式図を図II-12に示す。部屋の大きさに応じて1部屋あたり1～6箇所について、主に木の表面をJIS Z 4504（2008）に準じ10cm角（100 cm²）の表面を同じ強さで均一にこすり、ほぼ一様に汚染が付着するようにして試料を採取した。試料は飯舘村40戸で1438、南相馬市小高区33戸で1339、浪江町18戸で524、大熊町7戸で200の双葉町2戸で72の計100戸で計3573を採取した。試料はプラスチックシンチレーション検出器（JDC-5300、日立製作所）で¹³⁴Cs、¹³⁷Csからのベータ線を10分間測定した。

スミアした（ふき取った）表面の単位面積あたりのベータ線放出核種の遊離性表面汚染の放射能（表面汚染密度） A_{sr} （Bq/cm²）を式（1）により求めた¹⁷⁾。

$$A_{sr} = (n - n_b) / (60 \cdot \epsilon_i \cdot F \cdot S \cdot \epsilon_s) \quad (1)$$

ここで、 n は測定された全計数率（min⁻¹）、 n_b はバックグラウンド計数率（min⁻¹）、 ϵ_i はベータ線に対する機器効率、 F は拭き取り効率、 S はふき取り面積（cm²）、 ϵ_s は放射性表面汚染の線源効率を表す。スミアした一部のサンプルを高純度ゲルマニウム半導体検出器（EGPC 50-195-R、Eurisyss社）で測定して放射能を評価しプラスチックシンチレーション検出器の測定値との相関関数を作成して放射能の値付けを行った。相関関係を図II-13に示す。これにより補正係数（ $\epsilon_i \times \epsilon_s$ ）を0.18と評価した。拭き取り効率は繰り返し拭き取り法によって実測で評価した0.75⁷⁾を用いた。検出限界値は式（2）により求めた。

$$N_d = 3/2 \cdot \{3/T_s + [(3/T_s)^2 + 4 \times n_b \times (1/T_s + 1/T_b)]^{1/2}\} \quad (2)$$

ここで、 N_d は検出限界計数率（cpm）、 n_b はバックグラウンド計数率（cpm）、 T_s は試料測定時間（min）、 T_b はバックグラウンド測定時間（min）を表す。 T_s 、 T_b はともに 10min である。

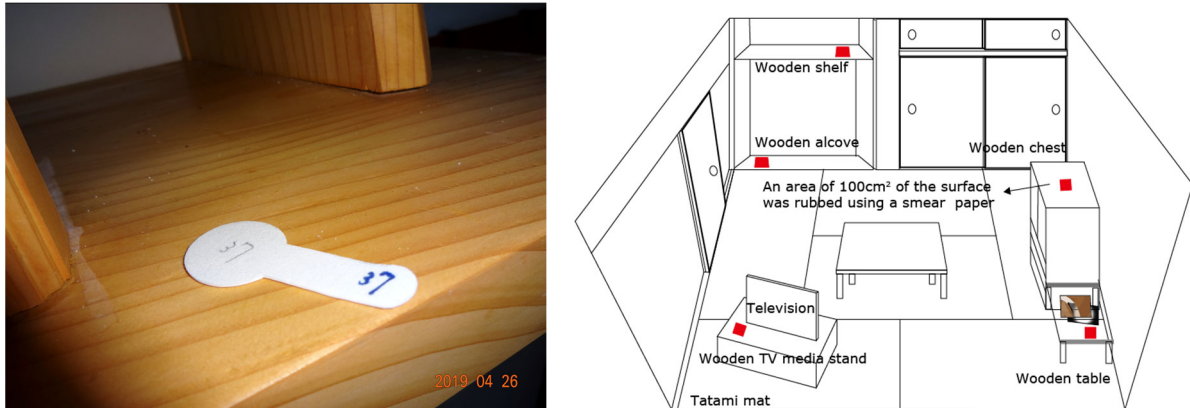


図 II-12 スミアサンプリング箇所の例・模式図

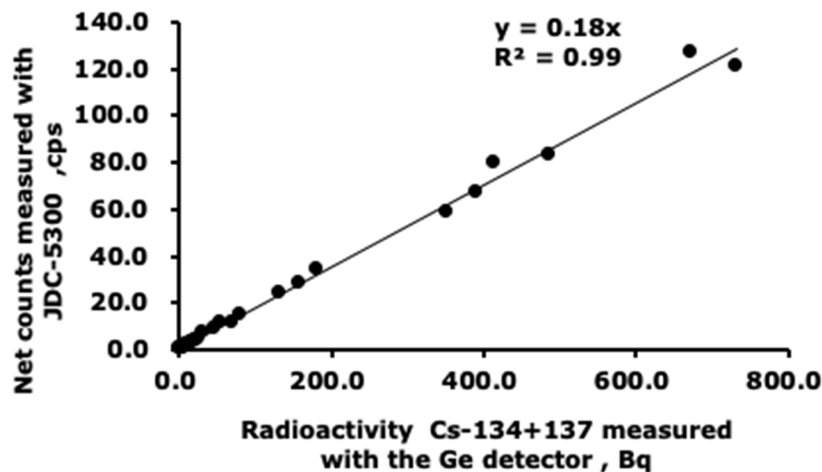


図 II-13 ゲルマニウム半導体検出器で測定した放射能:Bq とプラスチックシンチレーション検出器の測定値:cps との相関

7. 今回の研究方法と前 2 回の研究方法との相違点

1.調査住家 相違点はない。ただし、解体されて調査ができなくなった住家については、替わりにあらたに同じ地域の別の住家で調査を行う。

2.住家内外の空間線量率の測定 屋内外の空間線量率分布をシミュレーション（コード：3D-ADRES）より明らかにするため、リモートセンシング技術（人工衛星・航空機・地上でのレーザースキャンや撮影等の情報）により、地形や住宅構造物の情報を取得した。シミュレーションに必要な家屋内外の情報（家屋内外の空間線量率分布の他、地形や土地利用情報及び家屋の詳細情

報）の取得をあらたに試みる。

3.住家内外の γ 線スペクトルの測定 測定機器の故障のため同じ 3"φx3" NaI γ 線用スペクトロメータではあるが異なる機種（EMF-211、EMF ジャパン（株））を使用する。

4.住家内外の γ 線スペクトルの評価 22x22 応答行列法もしくは 49x49 応答行列法は天然放射性核種からの線量を推定することを目的としている手法であるため、今回は、別途 in-situ 測定にフィットする応答関数を用いた 600×600 逐次近似法の適用を行い、人工放射性核種（放射性 Cs）からの寄与線量を評価することで天然放射性核種からの寄与分を弁別し、それぞれの空間線量率を評価するとともに不確かさを評価する。

5.屋内残留汚染の測定と表面汚染密度の評価 相違点はない。

6.シミュレーションのための住家周辺及び屋内の連続モニタリングについて 今回新規に加わった項目。

（倫理面への配慮）

本研究では、個人の住家内の測定を行うため、その結果には個人情報が含まれる。調査にあたっては、本研究科における「ヒトを対象とする研究に関する倫理審査」の承認をすでに受けており、調査の方法は承認を受けた以下の手順による。

説明会もしくは書面の通知により「調査の目的と方法の説明および調査へのご協力をお願い」を書面により説明し、同意を書面で得る。住民が避難している場合は住民への説明は自治体を通して行う。得られた結果について、被験者に対し線量結果のお知らせを通知する。

さらに、個人の人権への対策として、研究実施に際しては、人間の尊厳を尊重するとともに、個人の人権の保障が科学的又は社会的利益に対して優先することを基本とし、個人情報の保護の徹底をはかる。

そのための具体的な配慮を以下に示す。

○被験者は本人の自由意思で実験への同意、非同意を決定することができる。

○被験者はいつでも本人の自由意思で実験の中止を決定できる。

○実験者は、被験者の人権を尊重し、実験終了後も結果の利用等において、被験者のプライバシーの保護を優先する。

○個人情報は実施責任者が厳格に管理及び取扱うこととし、研究目的以外には用いない。

○個人情報利用の際は、個人の特定に至ることはないように配慮する。

なお、あらたに個人の住家内の測定に用いることとなったガンマプロッターH、F 及び3D レーザースキャンによる情報取得についても本研究科における「ヒトを対象とする研究に関する倫理審査」に研究実施計画書の変更を申請し、承認を受けた。（令和 2 年 2 月 18 日承認）

研究結果

8. 住家内外の空間線量率の低下率の変化

平成 24~26 年度に 1 回目の調査を行った際の除染前の空間線量率は 1 軒あたりの平均値は屋外で 0.25-4.42 μ Sv/h、屋内で 0.14-1.88 μ Sv/h であった。今回（2019・2020 年）は屋外で 0.07-0.54 μ Sv/h、屋内で 0.05~0.39 μ Sv/h と大きく低下していた。

空間線量率の低下率 Reduction rate（RR）を以下のように定義する。

$$\text{Reduction rate (\%)} = \frac{H_1 - H_2}{H_1 - H_{BG}} \cdot 100 \quad (3)$$

H_1 : 除染前の空間線量率、 H_2 : 除染後もしくは 2019・2020 年の空間線量率、減衰補正あり

H_{BG} : 自然放射線による空間線量率 0.04 μ Sv/h (37.6 $\pm$ 7.6 nGy/h、前プロジェクトでの飯舘村、南相馬市小高区住家の自然放射線による空間線量率の評価値を使用)

除染前から除染直後、除染前から 2019・2020 年の調査時の空間線量低下率の分布を屋外・屋内それぞれについて箱ひげ図を図 III-1 に示す。除染直後における低下率（%）の中央値及び四分位範囲（中央の値 50%が含まれる範囲）Q1-Q3 はそれぞれ屋外:A_{outdoor} で 58.4 (44.9-64.7)、屋内:A_{indoor} で 43.3 (33.5-49.3) (n=38 戸) であり、2019・2020 年の調査時における低下率（%）の中央値及び四分位範囲は屋外:B_{outdoor} で 49.6 (32.7-59.4)、屋内:B_{indoor} で 48.3 (28.9-60.0) (n=54 戸) であった。除染前に測定を行ったすべての住家についてのデータをこの図では示しており、除染直後に調査を行うことができなかった住家もあるため n 数が異なっている。

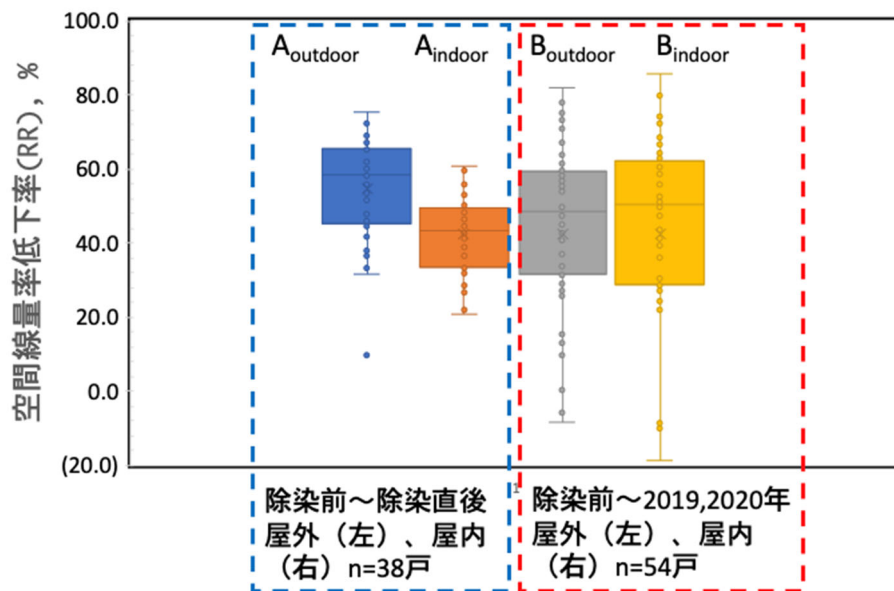


図 III-1 除染前に測定を行ったすべての住家についての空間線量低下率（屋外・屋内）

除染前、除染直後、3 回目（2019・2020 年）の調査と 3 回の測定がすべて行われた住家（n=26 戸）について空間線量低下率の分布を屋外・屋内それぞれについて箱ひげ図を図 III-2 に示す。除染直後における低下率（%）の中央値及び四分位範囲（中央の値 50%が含まれる範囲）Q1-Q3 は

それぞれ屋外: A_{outdoor} で 53.9 (45.6-62.8)、屋内: A_{indoor} で 43.3 (34.9-49.8) であり、2019・2020 年の調査時における低下率 (%) の中央値及び四分位範囲は屋外: B_{outdoor} で 52.3 (42.8-62.3)、屋内: B_{indoor} で 53.8 (38.0-66.5) であった。

図III-1、図 III-2 に大きな差は認められない。除染直後における屋外: A_{outdoor} で空間線量低下率がもっとも大きく、除染直後における屋内: A_{indoor} でもっとも小さい。しかし、2019・2020 年には屋外・屋内: B_{outdoor} 、 B_{indoor} ともで中央値はほぼ 50%になるという傾向を示していた。

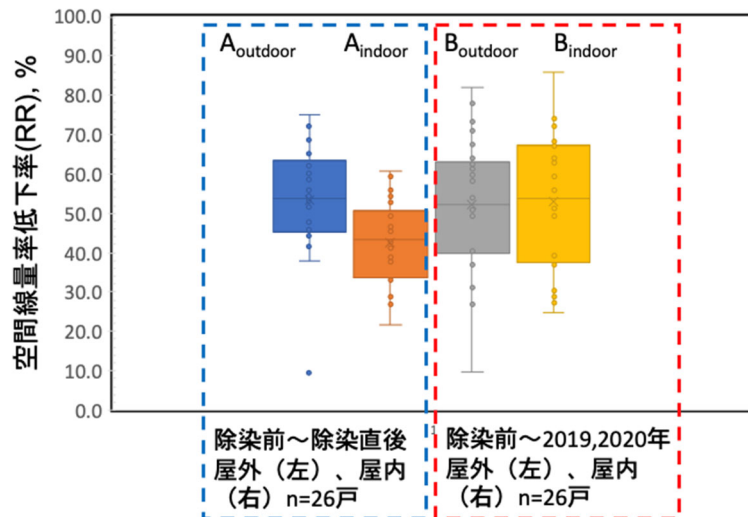


図 III-2 除染前、除染直後、2019・2020 年の調査と 3 回の測定がすべて行われた住家 (n=26 戸) についての空間線量低下率 (屋外・屋内)

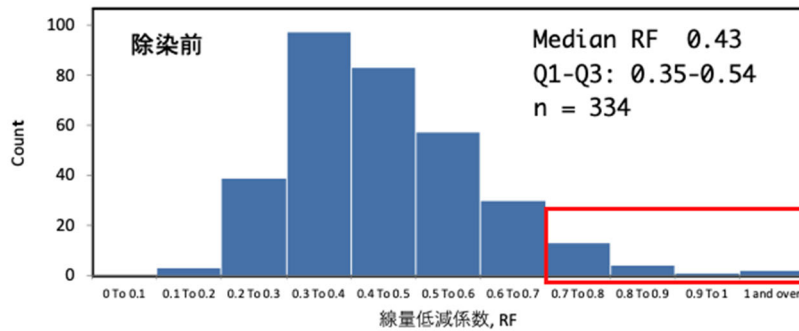
9. 線量低減係数の評価と経時変化

線量低減係数 (RF) や遮へい係数 (shielding factor、SF) は従来下記の式 (4) ⁵⁾により定義されてきた。分子、分母の双方とも自然放射線による寄与を含んだ値である。

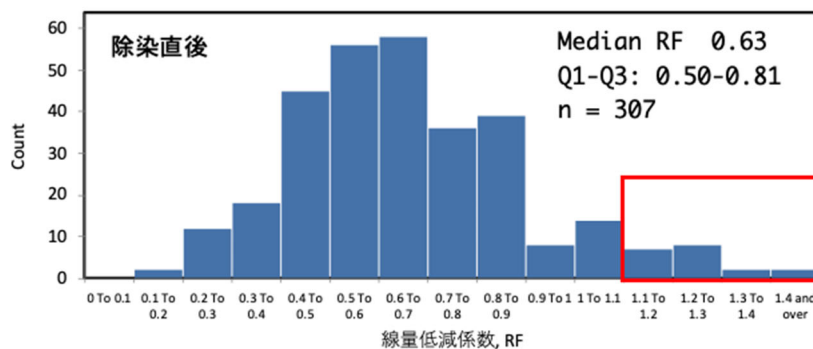
$$RF = H^*(10)_{\text{in}} / H^*(10)_{\text{out}} \quad (4)$$

ここで、RF は線量低減係数、 $H^*(10)_{\text{in}}$ 、 $H^*(10)_{\text{out}}$ はそれぞれ屋内、屋外の 1cm 線量当量率を表す。

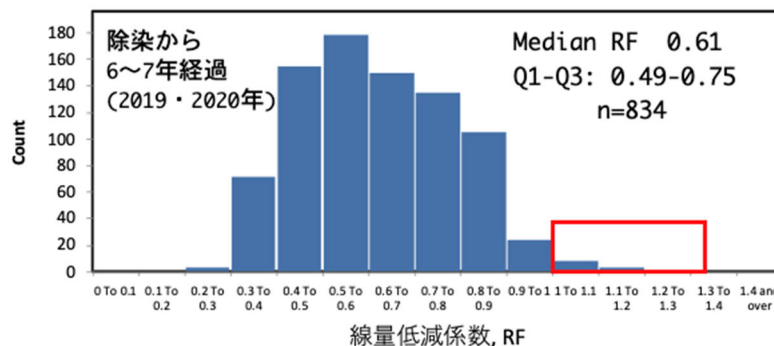
除染前 (n=334)、除染直後 (n=307)、及び除染から 6～7 年後の 3 回目 (2019・2020 年) (n=834) それぞれの線量低減係数の頻度分布を図 III-3 (a)、(b)、(c) に示す。ただし、除染直後に調査できた住家の数は多くはなく、また、その後解体された住家も多く、除染前、除染直後、3 回目 (2019・2020 年) のすべての測定が行われた住家に限ると住家数が少なくなってしまうので、ここでは、平成 24～26 年度及び平成 28～30 年度の本事業で得られた測定結果も含めて評価を行っている。除染前、除染直後、3 回目 (2019・2020 年) の中央値及び四分位範囲:Q1-Q3 はそれぞれ 0.43 (0.35-0.54)、0.63 (0.50-0.81)、0.61 (0.49-0.75) と評価された。除染により大きく線量低減係数は変化して線量低減係数が大きくなっているが、除染直後と 3 回目 (2019・2020 年) とに大きな差は認められない。



(a)



(b)



(c)

図 III-3 線量低減係数 (a) 除染前、(b) 除染直後、(c) 除染から 6～7 年後 3 回目 (2019・2020 年)

飯舘村 36 戸、南相馬市小高区 19 戸では、除染前、除染直後、3 回目（2019・2020 年）のうち、複数回の測定・評価を行っている。それぞれの住家について、線量低減係数の比、除染直後/除染前、3 回目（2019・2020 年）/除染前、3 回目（2019・2020 年）/除染直後を評価して、全体をまとめた箱ひげ図を図 III-4 に示す。除染直後/除染前、3 回目（2019・2020 年）/除染前、3 回目（2019・2020 年）/除染直後について中央値及び四分位範囲:Q1-Q3 及びデータ数はそれぞれ 1.30 (1.20-1.50) (n=26)、1.24 (1.01-1.58) (n=50)、0.94 (0.84-1.15) (n=32) であった。除染直後/除染前、3 回目（2019・2020 年）/除染前に大きな差は認められないが、3 回目（2019・2020

年）/除染直後では比がほぼ 1 に近く、除染直後と 3 回目（2019・2020 年）では線量低減係数に大きな差がなかったことを示している。

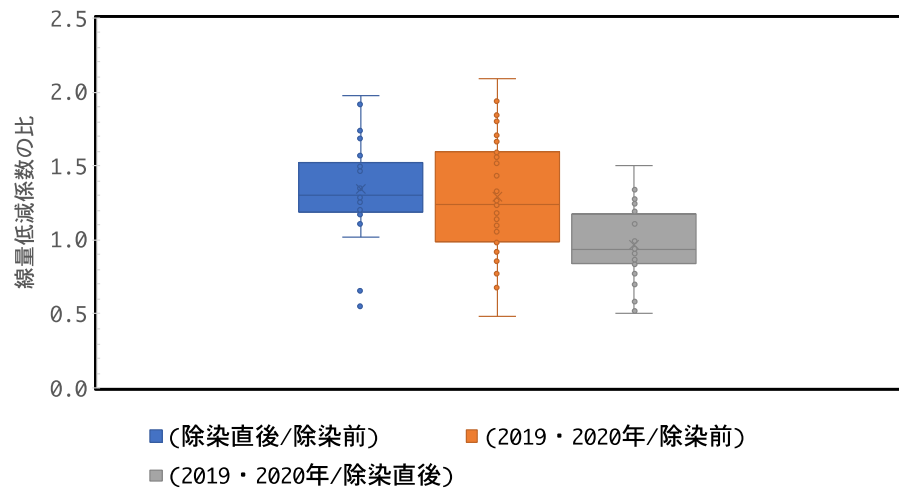


図 III-4 線量低減係数の比 左から除染直後/除染前、3 回目（2019・2020 年）/除染前、3 回目（2019・2020 年）/除染直後

除染前及び 2019・2020 年の線量低減係数をそれぞれの屋外・住家周辺の空間線量率に対してプロットしたものを図 III-5 に示す。平成 24-26 年度の本事業により飯舘村・南相馬市小高区の調査住家での自然放射線からの γ 線の屋外・屋内比は 0.86 と評価されている（図 III-7 参照）⁴⁾。以上を考慮し、現在までの取得データの範囲において近似式を $y = -0.108\ln(x) + 0.469$ と評価した（ x は屋外の空間線量率（ $\mu\text{Sv/h}$ ）、 y は線量低減係数）。

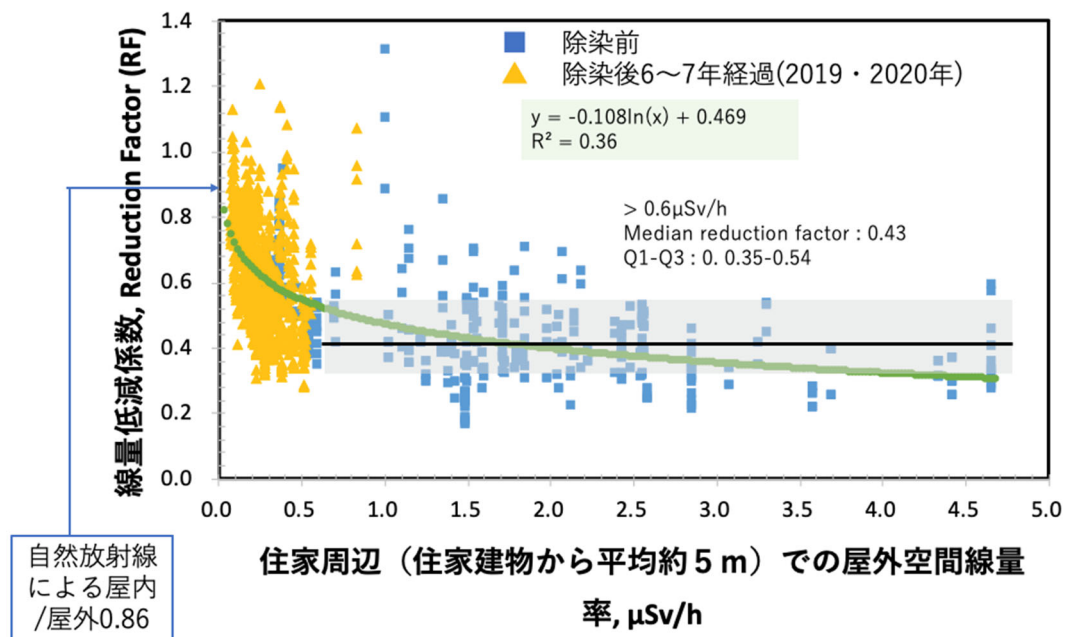


図 III-5 線量低減係数と住家周辺の屋外空間線量との関係

10. 住家内外で取得した γ 線スペクトルの解析と評価

飯舘村、南相馬市小高区、浪江町、大熊町 55 戸の屋外・屋内で測定した γ 線スペクトル ($n=215$) を 49x49 応答行列法¹³⁾により、波高分布をアンフォールディングして入射 γ 線のエネルギー・スペクトルを取得した。 ^{40}K 、 ^{214}Bi (^{238}U の娘核種)、 ^{208}Tl (^{232}Th の娘核種) のピークを利用して K、U、Th 濃度を決定し、自然環境 γ 線による線量を評価した。これらを平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度の事業で取得した除染前（飯舘村と南相馬市小高区 69 戸での測定による、 $n=295$ ）及び除染直後（飯舘村と南相馬市小高区 37 戸での測定による、 $n=66$ ）の評価値と比較した結果を表Ⅲ-1 に示す。屋外・屋内ともに除染前後及び 2019・2020 年の間で変化は観察されない。なお、これらの値は原発事故以前の先行研究によるこの地域の値（30 - 40 nGy/h）¹⁸⁾と一致していた。

表 Ⅲ-1 自然環境 γ 線による線量の評価 除染前、除染直後及び
除染から 6~7 年後（2019・2020 年）

	屋外	屋内
除染前	37.3 ± 7.6	32.9 ± 7.5
除染直後	39.8 ± 6.6	35.9 ± 5.7
2019・2020年	38.2 ± 8.7	34.2 ± 7.8

平均 $\pm 1\sigma$ 単位:nGy/h

全体の線量から自然環境 γ 線寄与分線量を差し引き、放射性 Cs (^{134}Cs と ^{137}Cs) からの寄与分とした。飯舘村、南相馬市小高区の住家における除染前と 2019・2020 年に評価したそれぞれの寄与分を図 Ⅲ-6 に示す。自然環境 γ 線の寄与はほぼ同じである一方、放射性 Cs からの寄与は大きく低減していることが観察される。なお、いずれの値についても物理学的減衰補正は行っていない。

自然環境 γ 線線量のみの場合の屋内/屋外比について評価を行った結果を図 Ⅲ-7 に示す。図 Ⅲ-7 において、それぞれのマークは除染前（●）、除染直後（▲）、2019・2020 年（■）を表す。屋内/屋外比はそれぞれ 0.86、0.87、0.88 とほぼ同じ値を示していた。この結果は、事故由来の放射性 Cs の寄与が無視できるほど小さくなったときに屋内/屋外比は 0.86-0.88 付近の値になることを意味している。

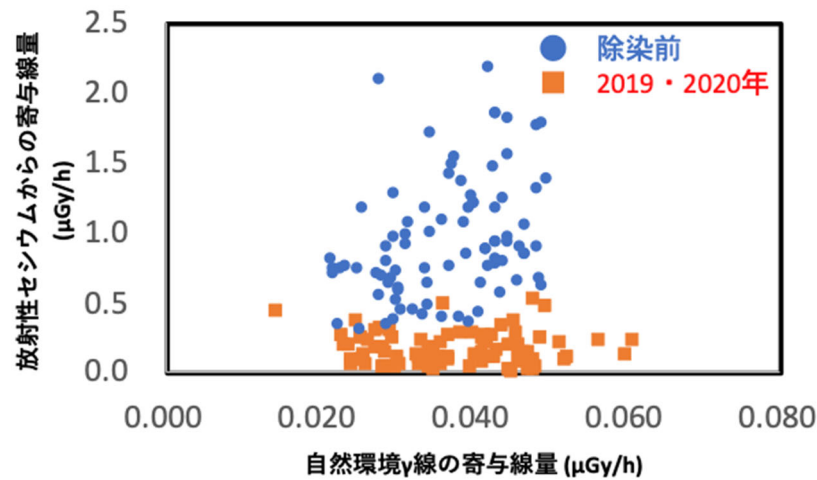


図 III-6 自然環境 γ 線からの寄与線量ごとにプロットした放射性 Cs からの寄与線量
飯舘村、南相馬市小高区の住家における除染前（●）と 2019・2020 年（■）に評価した値。

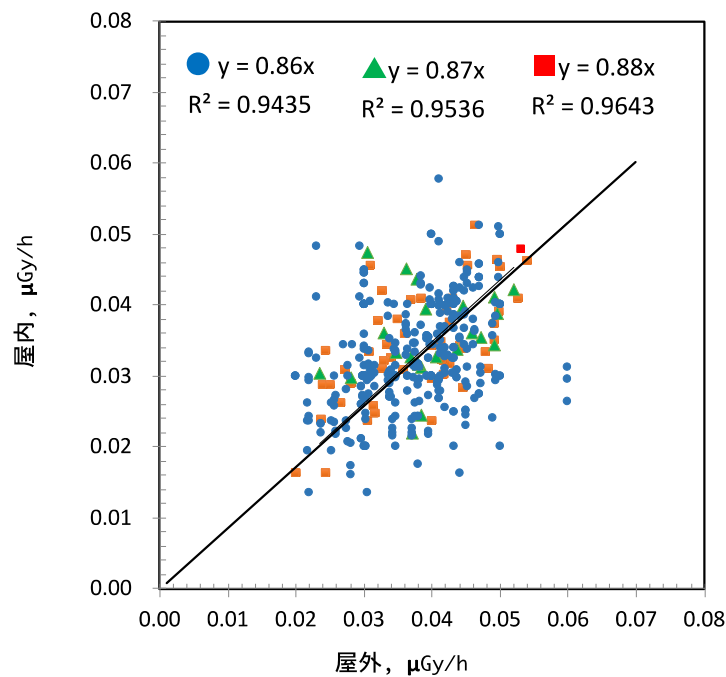


図 III-7 自然環境 γ 線線量の屋内/屋外比

さらに、スペクトルについて 0.4-0.9 MeV の散乱線を直線で近似して散乱線成分 (S) とし、全体から散乱線成分を差し引いた残差を直接線成分 (U) とすることにより両者を分別し、それぞれの線量率 ($\mu\text{Gy/h}$) を評価し、S/U の比を取得した。屋外と屋内それぞれ除染前と除染直後についての変化を図 III-8 に示す。除染の前後での S/U 比の増加は屋外のほうが屋内より大きいことが観察される。

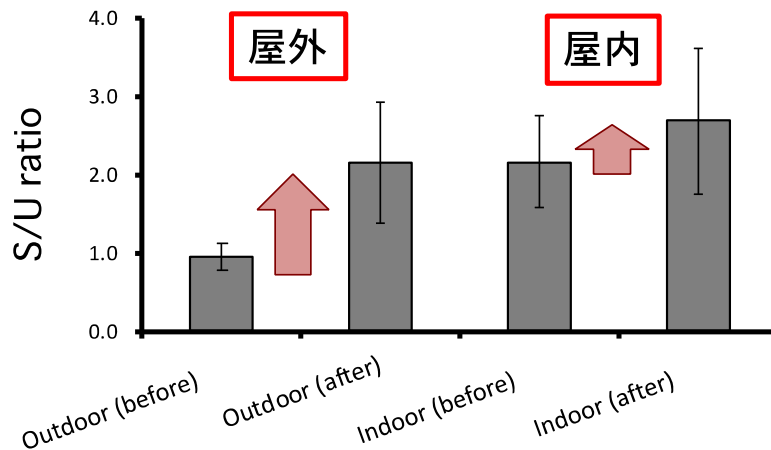


図 III-8 散乱線成分(S)と直接線成分 (U) の比 (S/U)、屋外と屋内それぞれ除染前と除染直後の変化

11. γ 線スペクトルへの 600×600 逐次近似法の適用

3”φx3”NaI γ 線用スペクトロメータを使用して測定した各測定ポイントの γ 線スペクトルに対して応答関数を用いた 600×600 逐次近似法を適用し、周辺線量当量率と人工放射性核種の線量寄与率を算出した。この結果を 22×22 逐次近似法にて算出された周辺線量当量率および人工放射性核種の線量寄与率と比較した。EMF221 内では 22×22 逐次近似法を使用した演算が行われており、周辺線量当量率と天然放射性核種由来および人工放射性核種由来の線量率が出力される。ここでは、EMF221 からの出力値を 22×22 逐次近似法からの数値として使用した。

600×600 逐次近似法による周辺線量当量率は、エネルギー範囲の γ 線フルエンス率に対し ICRP Publication74 掲載の換算係数¹⁹⁾を重量することで算出した(図III-9 参照)。図III-9 に 600×600 逐次近似法および 22×22 逐次近似法による周辺線量当量率の比較した結果を示す。両手法により算出した周辺線量当量率は数%の誤差内で一致していた。

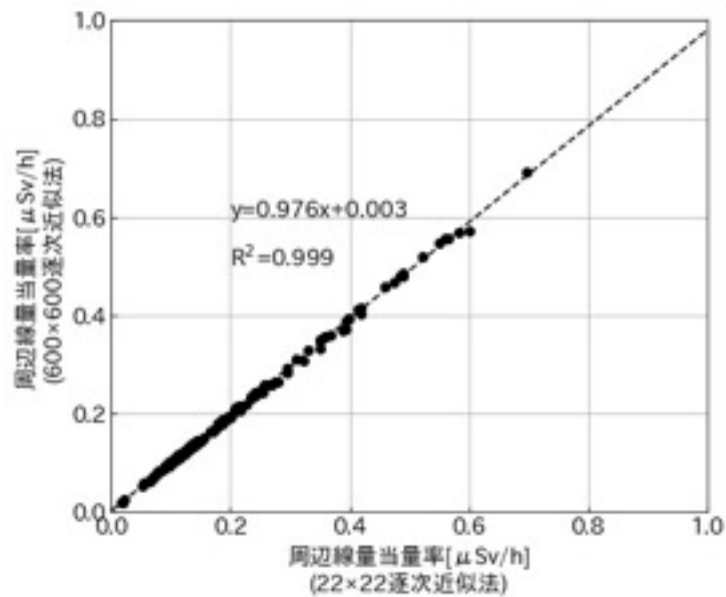


図 III-9 600×600 逐次近似法および 22×22 逐次近似法による周辺線量当量率の比較

600×600 逐次近似法による人工放射性核種の線量寄与率は、図II-5 (a) 中に示すような人工放射性核種 γ 線フルエンス率に対して in-situ 測定の線量率換算係数²⁰⁾を掛けて足し合わせ、周辺線量当量率で割ることで算出した。人工放射性核種は測定スペクトル中で明確なピークが確認された ^{134}Cs と ^{137}Cs に限定した。各手法による人工放射性核種線量率の導出方法を下記に示す。

600×600 逐次近似法による場合、

人工放射性核種の線量率 = 人工放射性核種 (^{134}Cs 、 ^{137}Cs)由来のうち直接成分の線量率 (5)

22×22 逐次近似法による場合、

人工放射性核種の線量率 = 全線量率-天然放射性核種由来 (K-40、Bi-214、Tl-208) の線量率 (6)

図III-10 に 600×600 逐次近似法により評価した周辺線量当量率と人工放射性核種の線量寄与率の相関を示す。人工放射性核種の線量寄与率は 600×600 逐次近似法及び 22×22 逐次近似法のそれぞれで評価した値をプロットしてある。両手法による人工放射性核種の線量寄与率は周辺線量当量率に対して正の相関があることは共通しているが、全体的に 600×600 逐次近似法で低い値を示した。22×22 逐次近似法による EMF221 からの出力値により (6) 式で評価した人工放射性核種線量率には、散乱成分および K-40、Bi-214、Tl-208 以外の天然放射性核種由来成分が混在しており過大評価されている可能性がある。

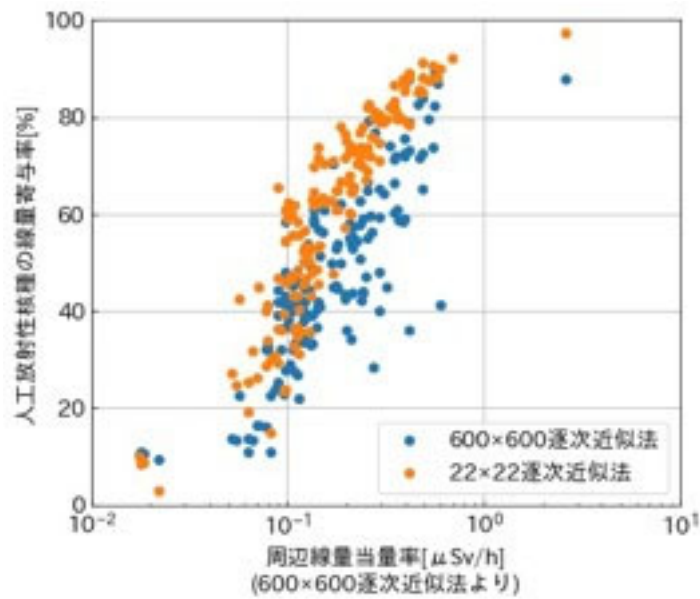
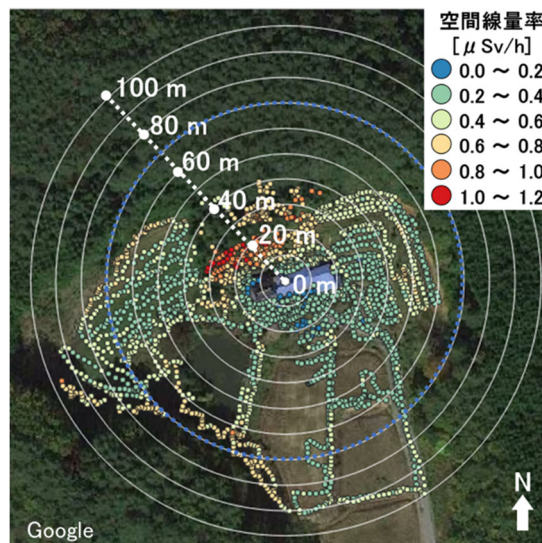


図 III-10 周辺線量当量率と人工放射性核種の線量寄与率の相関

人工放射性核種の線量寄与率は、600×600 逐次近似法による値（●）及び 22×22 逐次近似法で評価した値（●）をプロットしてある。

12. ガンマプロッターによる測定結果

ガンマプロッターによる測定結果を地図上にプロットし図III-11に示す。測定された領域は限定的な場合もあるが、家屋中心から半径10m毎に70mまで凡そ面的な測定が可能であった。この調査対象エリアでは、計2,585個の測定データが得られている。半径毎に得られている測定データの数、測定最小値、測定最大値、測定平均値を各々、表III-2に示す。



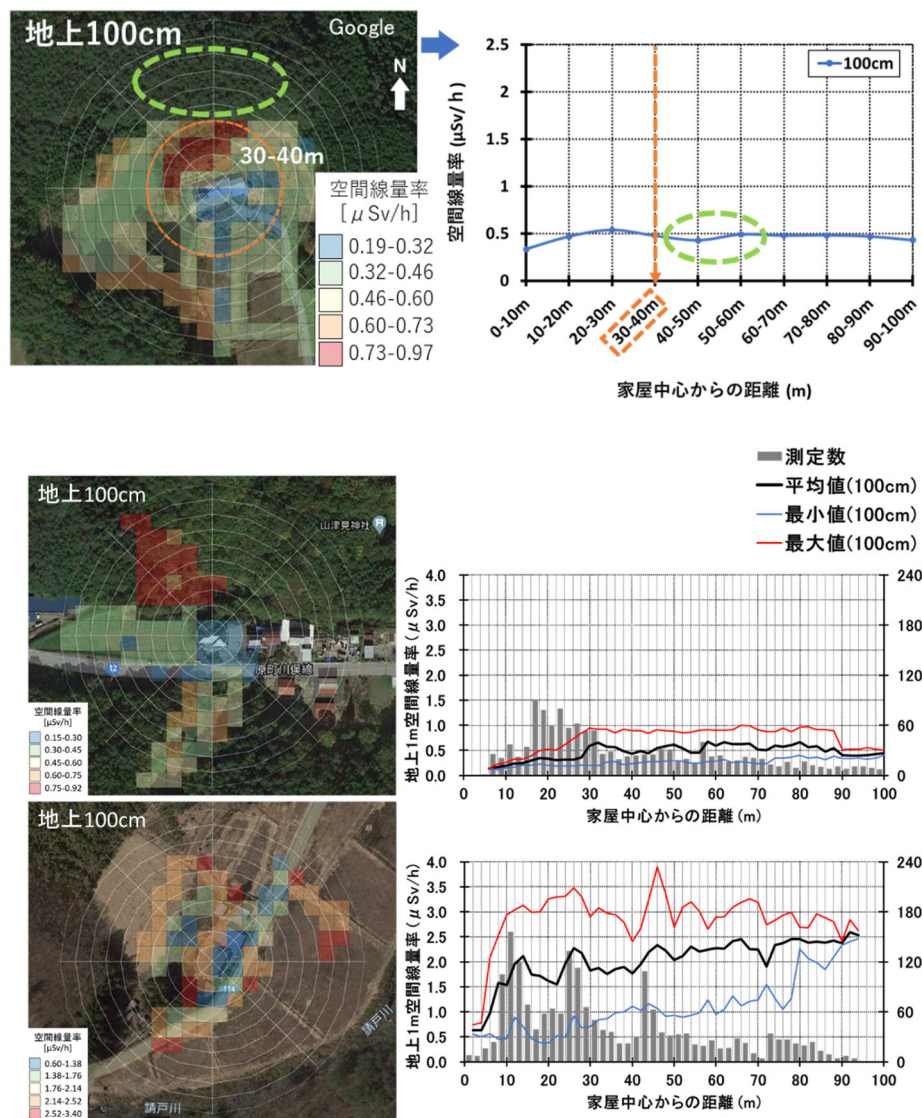
図III-11 ガンマプロッターによる測定結果（飯舘村住家、ID_I_12）

表III-2 ガンマプロッターによる床上・地上100cm空間線量率の家屋中心からの半径毎に得られた
測定結果（図III-11の住家、ID_I_12）

位置	測定 データ数 [数]	測定 最小値 [μ Sv/h]	測定 最大値 [μ Sv/h]	測定値・ 測定平均値 [μ Sv/h]	線量 低減係数 [-]
1階*	1	—	—	0.16	—
0～10m	171	0.15	0.69	0.29	0.55
0～20m	680	0.15	1.06	0.40	0.40
0～30m	1257	0.14	1.15	0.46	0.35
0～40m	1668	0.14	1.15	0.47	0.34
0～50m	2012	0.14	1.15	0.46	0.35
0～60m	2387	0.14	1.15	0.45	0.35
0～70m	2585	0.14	1.15	0.45	0.35

表III-2の結果から、半径毎の平均値を見ると、家屋中心から20mを超えると、測定平均値の変化は小さくなる傾向がみられた。図III-12は、家屋中心からの距離と空間線量率平均値の関係をプロットした結果である。佐藤ら²¹⁾によると、屋外の空間線量率において、0-20m間のそれは低く、その後、上昇する傾向があると報告しているが、それと近い傾向が観察された。なお、ID_I_12の場合、家屋裏手が山林に面しており、山林内の線量率分布の測定は難しく（図III-12上左図の緑の点線で囲んだ地点）、測定量が少なくなる等、凹んだ形（図III-12上右図の緑の点線で囲んだ領域：本来は空間線量率が比較的高い地点である）となっていることを付記する。

以上、屋外の空間線量率において、0-20m間のそれは低く、その後、上昇する傾向は、他の家屋でも凡そ成立することが分かる（図III-12の中図及び下図参照：中：ID_I_7；飯舘村住家、下：ID_N_6；浪江町住家の調査結果、ただし、ID_I_12とID_I_7は飯舘村住家で除染により住家から20m径での5cmの表土剥ぎが行われた住家であるが、ID_N_6は帰還困難区域に位置しており、未除染である）。しかし、除染の有無により家屋毎に周辺環境が異なり、空間線量率の分布は様々な変化傾向を示すことが分かる。なお、周辺環境によっては、測定が難しい領域が無視できない面積となることもあり、半径毎の変化傾向に影響を与えるものと考えられる。以上より、半径毎の空間線量率の変化傾向の一部は一般に存在すると考えられる一方、除染の影響や方向及び異なる環境面（森林、田んぼ、舗装面等）の分布も考慮する必要があることが分かる。

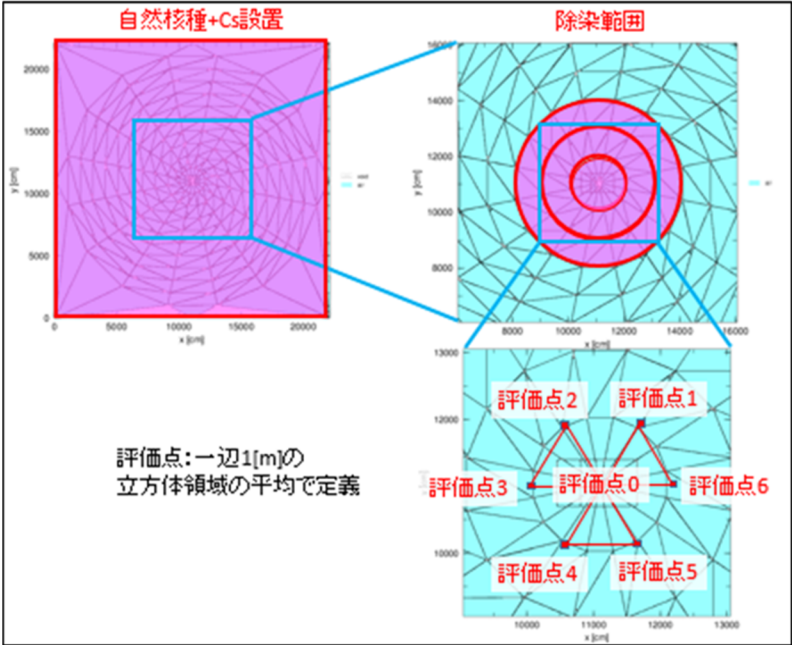


図III-12 ガンマプロッターによる測定結果（10m平均値）及び家屋中心からの距離と空間線量率の変化（上:ID_I_12；飯舘村住家、中: ID_I_7；飯舘村住家、下: ID_N_6；浪江町住家の調査結果）

13. 放射線モンテカルロ輸送計算による線量低減係数の除去率（DF）依存性の計算

① 空間線量率の変化

家屋内における空間線量率の評価点は、メッシュの中心部（家屋の中心部）とし、図III-13 のように設置した（評価点0とする）。家屋外の評価点（評価点1-6とする）は、家屋の壁から約5メートルの距離に6点、図III-13のように設置した。計算では、除去率（DF）を変化させ、線源パターン毎の計算とそれらを基にした総和計算を実施した。その線源パターン毎に得られる各評価点での空間線量率への寄与を示す結果を表III-3に示す。除染の効果（0-30m範囲での表層5cm以内のCs除去率DFを変化）を反映した各評価点の空間線量率は、表III-3の①に（1-DF）をかけて総和を取ることで得られる。



図III-13 天然放射性核種と放射性Cs線源の設置と除染範囲及び評価点位置との関係

表III-3 線源パターン（I、II、III）毎の計算結果

① 0-30m範囲の地中下0-5cmCsによる各評価点の空間線量率

評価点 No.	空間線量率[uSv/h]	統計誤差[rel]	平均	統計誤差[rel]
0	3.90E-01	2.91E-02	3.90E-01	2.91E-02
1	1.40E+00	1.60E-02	1.41E+00	6.49E-03
2	1.44E+00	1.58E-02		
3	1.38 E+0	1.61E-02		
4	1.42E+00	1.58E-02		
5	1.41E+00	1.59E-02		
6	1.42E+00	1.59E-02		
屋内/屋外			2.76E-01	2.98E-02

② 30-100m範囲の地中下0-5cmのCsによる各評価点の空間線量率

評価点 No.	空間線量率[uSv/h]	統計誤差[rel]	平均	統計誤差[rel]
0	1.52E-01	1.04E-01	1.52E-01	1.04E-01
1	1.95E-01	9.51E-02	1.82E-01	4.17E-02
2	1.76E-01	1.02E-01		
3	2.09E-01	1.01E-01		
4	1.78E-01	1.08E-01		
5	1.75E-01	1.03E-01		
6	1.58E-01	1.04E-01		
屋内/屋外			8.35E-01	1.12E-01

③0-100m範囲の地中下5-10cmのCsによる各評価点の空間線量率

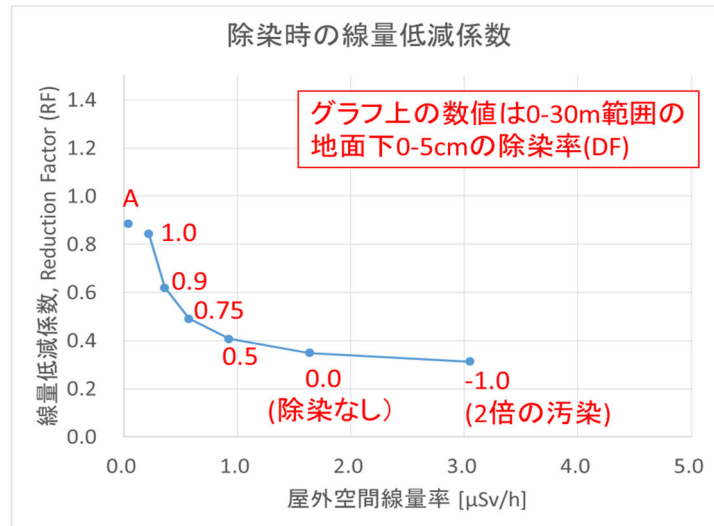
評価点 No.	空間線量率[uSv/h]	統計誤差[rel]	平均	統計誤差[rel]
0	7.14E-03	9.18E-02	7.14E-03	9.00E-02
1	3.21E-02	5.80E-02	3.08E-02	2.00E-02
2	3.00E-02	5.90E-02		
3	2.91E-02	5.98E-02		
4	3.14E-02	5.56E-02		
5	3.40E-02	5.69E-02		
6	2.85E-02	5.90E-02		
屋内/屋外			2.32E-01	9.00E-2

以上、得られた空間線量率の表を用い、DF を変化させ合算を行うことで、評価点における空間線量率が得られる他、各成分の寄与も評価できる。

② 線量低減係数の評価

表III-3の結果を用い、除去率（DF）を変えることで、室内及び室外評価点の空間線量率がどのように変化し、線量低減係数に影響を及ぼすかを計算した結果を図III-14に示す。ここでも、線量低減係数は、空間線量率の屋内評価点／屋外評価点6点の平均値とした。計算結果（図III-14）より、除去率が変化（DF=-1、0、0.5、0.75、0.9、1.0）すると共に、線量低減係数（RF）が1に近づくことが確認できる。なお、全ての領域のCsを除染した場合は、記号Aのように、天然放射性核種による線量の効果のみとなり、比率としてRF~0.89となることが分かった。計算により得られた結果は、図 III-5の線量低減係数と住家周辺の屋外空間線量との関係から得られた観測結果（経時変化と共に屋外空間線量率が低減すると同時に家屋線量低減係数値が増大する）と凡そ

一致しており、半径30m以内の表層5cm以内のCs線源の除去率が経時変化と共に大きくなること
が、線量低減係数が経時変化と共に大きくなる要因と考えられる。



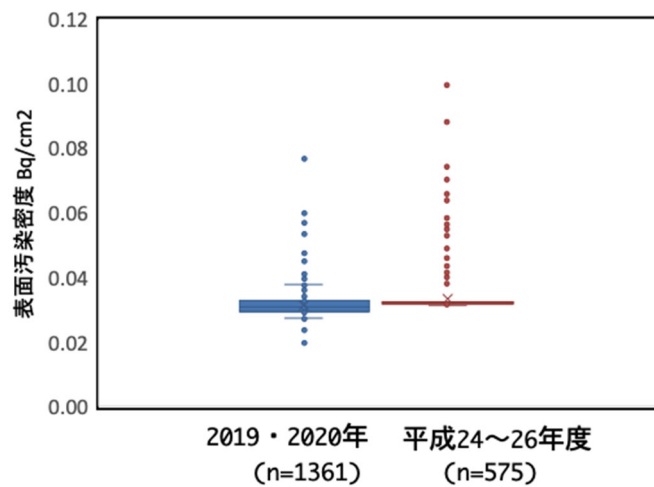
A: 地面下5-10cmの線源の寄与も削除 (自然放射線のみとなる)

図III-14 線量低減係数の屋外空間線量率依存性 (DF=30m以内の表層5cm以内の放射性Csの除去率)

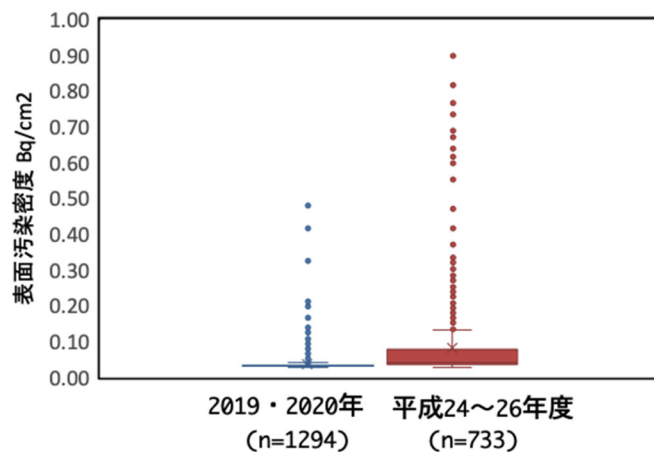
14. 住家内残留放射能

平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度の事業の成果において、住家内の表面汚染密度の値は福島第一原発からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があること^{7,10)}を示してきた。飯舘村、南相馬市小高区は福島第一原発からの距離がそれぞれ 34.8-42.6 km、11.5-17.4 km であり大熊町、双葉町や浪江町の一部と比べると福島第一原発から離れているため、表面汚染密度の値は比較的低い値であった⁷⁾。飯舘村、南相馬市小高区ではそれぞれ平成 29 年 (2017 年)、28 年 (2016 年) に避難指示が解除され、その後帰還・居住する住民が徐々に増えてきている。今回の調査では、この 2 つの地区における表面汚染密度の経時変化及び帰還 (居住) している住家と帰還 (居住) していない住家との差の有無について検討を行った。経時変化について、飯舘村 (40 戸) と南相馬市小高区 (33 戸) での平成 24~26 年度と 2019・2020 年の調査結果を図 III-15 (a) (b) にそれぞれ示す。スミアの試料数は飯舘村住家で 2019・2020 年 (n=1361) 平成 24~26 年度 (n=575)、南相馬市小高区住家で 2019・2020 年 (n=1294) 平成 24~26 年度 (n=733) である。表面汚染密度の中央値及び四分位範囲:Q1-Q3 (Bq/cm²) は (a) 飯舘村の住家 2019・2020 年、平成 24~26 年度それぞれで 0.031 (0.029-0.033)、0.032 (0.032-0.032) (b) 南相馬市小高区の住家 2019・2020 年、平成 24~26 年度それぞれで 0.030 (0.029-0.033)、0.039 (0.037-0.074) であった。双方の地域とも平成 24~26 年度に比べて 2019・2020 年での値のほうが低くなっている。ただし、この

差は物理的減衰（最大で 40.2%）を含むものである。



(a) 飯舘村の住家

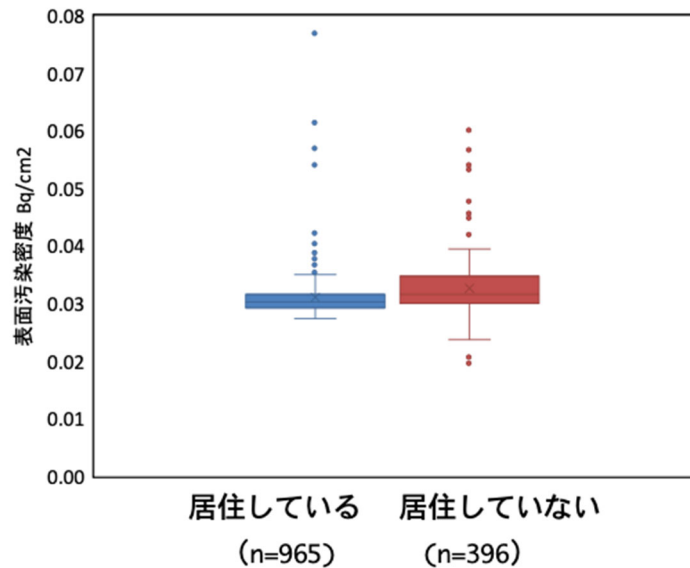


(b) 南相馬市小高区の住家

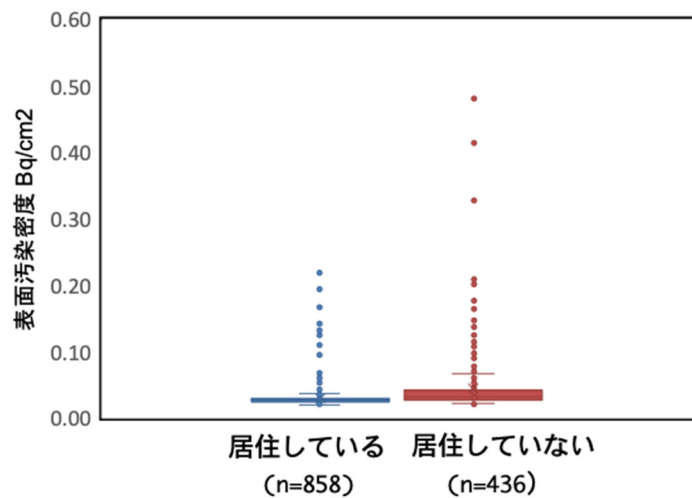
図 III-15 屋内残留放射能（表面汚染密度）の経時変化 (a) 飯舘村（40 戸）
と (b) 南相馬市小高区（33 戸）での平成 24～26 年度と 2019・2020 年の比較

2019・2020 年に調査を行った飯舘村と南相馬市小高区の住家それぞれについて、帰還（居住）している住家と帰還（居住）していない住家との表面汚染密度を比較した結果を図 III-16 (a) (b) に示す。(a) 飯舘村の住家（40 戸）では、居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家 30 戸・居住していない家 10 戸を比較している。(b) 南相馬市小高区の住家（33 戸）では帰還（居住）もしくは毎日帰ってきている家 22 戸・居住していない家 11 戸を比較している。スミアの試料数は飯舘村住家で居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家(n=965)居住していない家(n=396)、南相馬市小高区住家で居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家 (n=858) 居住していない家 (n=436) である。中央値及び四分位範囲:Q1-Q3 は (a) 飯舘村の住家 居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家、居住していない家それぞれで 0.030 (0.029-0.032)、0.032 (0.030-0.035) (b) 南

相馬市小高区の住家居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家、居住していない家それぞれで 0.028 (0.026-0.030)、0.032 (0.028-0.043) であった。双方の地域ともで居住していない家に比べて居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家での値のほうが低くなっている。



(a) 飯舘村の住家



(b) 南相馬市小高区の住家

図 III-16 2019・2020 年に調査した (a) 飯舘村と (b) 南相馬市小高区の住家における屋内残留放射能（表面汚染密度）の居住もしくは毎日帰ってきている住家と居住していない住家の比較

IV. 考察

1. 住家内外の空間線量率の低下率の変化

除染前から除染直後、除染前から 2019・2020 年の調査時の空間線量低下率の分布を屋外・屋内それぞれについて比較した図 III-1、図 III-2 は同じ傾向を示していた。すなわち、除染直後における屋外: A_{outdoor} で空間線量低下率をもっとも大きく、一方、除染直後における屋内: A_{indoor} ではもっとも小さく、この両者には明らかに差が認められる。しかし、2019・2020 年の評価では屋外・屋内: B_{outdoor} 、 B_{indoor} ともで中央値はほぼ 50%になっており、ここでは、屋外・屋内に差は認められない。

除染前と除染直後の調査は平成 24~26 年度に行っており、その際に調査した 37 戸の木造住家（飯舘村 28 戸、南相馬市小高区 9 戸）について除染効率 RE^* を下記の式により評価している²²⁾。

評価した除染直後の住家の数が今回と若干異なっている。なお、式 (3) と式 (7) は同じ意味である。

$$RE^* = 1 - \frac{\{(\text{Radiation dose after decontamination} - \text{Radiation dose due to natural radiation})\}}{\{(\text{Radiation dose before decontamination} - \text{Radiation dose due to natural radiation})\}} \quad (7)$$

屋外と屋内の除染効率を比較し、除染効率はそれぞれ 0.53 ± 0.12 、 0.41 ± 0.09 （平均 $\pm 1\sigma$ ）と屋外のほうが屋内より除染効率が高いことを示しており²²⁾、この傾向は、図 III-1、図 III-2 に示した今回の評価結果と同じであった。図 III-8 で散乱線成分 (S) と直接線成分 (U) の屋外・屋内の比 (S/U) について除染前除染直後の変化を示したように、除染前には屋外では直接線成分が主体であり、屋内では壁、屋根、窓などの建造物によって散乱するため散乱線の成分が多い。除染により屋外では住家から 20 m 径での 5cm の表土剥ぎにより直接線成分が急激に減少し、除染範囲以遠からの散乱線の成分の割合が相対的に増える。一方、屋内ではもともと散乱線の割合が多いため除染後にも S/U は大きくは増加しない。これらの差が屋外のほうが屋内より除染効率が高いことの原因の一つとなっていると考えられ、モンテカルロ計算によっても同じ傾向が得られることを示した²²⁾。ところが、2019・2020 年の評価で屋外における空間線量率低下率は上昇し、屋内の低下率とに差は認められなくなっている。この原因については除染が行われた範囲に時間経過とともにその範囲外から土などが移行してきたことが考えられる。例えば、住家の裏手や側面に山の斜面がある住家で土側溝しかない場合斜面から表面土が滑り落ちてきて溝が埋まっている例が多々見受けられる。状況の変化を観察する方法として、γ線スペクトルにおいて直接線成分と散乱線成分を分別することにより、除染直後と 2019・2020 年のデータ間で差が観察されるかどうか検討を行う。直接線成分と散乱線成分の分別について、これまで 22×22 逐次近似法でアンフォールディングを行った後、0.4-0.9 MeV の散乱線を直線で近似して散乱線成分としてきたが、この方法では十分な精度が得られず差を観察することは難しい。原発事故の影響が無視できる地域で取得した自然環境 γ線からの散乱線のデータを用いることでより明確に両者を分別できる方法をあらたに検討する。

2. 線量低減係数の経時変化

図 III-3 (a)、(b)、(c) により、除染後に線量低減係数は中央値で約 1.5 倍の数値となり、2019・

2020 年にもそのまま変化がないことが示された。ただし、大きい線量低減係数を示している例の中身は変わっていた。図 III-3 (a)、(b) の除染前・除染直後において大きい線量低減係数を示している例（図中赤枠で囲ったそれぞれで 0.7~、1.1~の部分に含まれる例）は測定を行った部屋が住家の裏手に位置している場合とセメン瓦の屋根をもつ場合である。前者について、特に飯舘村では、山の斜面を切り開いて建てられた住家が多く、このような住家では家の裏手が山の斜面に直接面していて、土のノリ面がむき出しになっているかもしくは狭い裏庭をはさんで山が迫っている。除染前はノリ面の土及び放射性物質が沈着した落葉からの影響などにより裏手の部屋は表側の部屋に比べて線量が高くなる傾向があった。除染時にも二次災害の防止の観点から山の斜面は土剥ぎされず、表面の落ち葉等の除去や植物の根を深く刈る深刈り等により行われたため、除染後もこの傾向はそのまま観察された。後者について、セメン瓦は多孔性であるため雨水により湿性沈着が生じた際放射性物質が中に吸収、吸着され瓦自体が線源となっていると考えられ、セメン瓦の屋根をもつ住家の場合は、その屋根の下の部屋の屋内空間線量率が高い傾向が観察された⁴⁾。一方、図 III-3 (c) において図中赤枠で囲った線量低減係数が 1.0 を超える例はいずれも上記の 2 つの要因には該当していなかった。除染前・除染直後において大きい線量低減係数を示していた住家について、2019・2020 年の調査では山の斜面からの影響はまだ観察されるものの線量低減係数に及ぼす影響はさほど大きくはなく、また、セメン瓦の住家はすべて解体されていたため 2019・2020 年の調査にはセメン瓦をもつ部屋のデータは含まれていない。替わりに、線量低減係数が 1.0 を超える例に含まれているのは屋外の空間線量率が $0.062\text{--}0.101\ \mu\text{Sv/h}$ (RF=1.00-1.05) のようなきわめて低い空間線量率の住家であることがわかった。

図 III-3 (a)、(b)、(c) で示された同じ傾向は図 III-4 においても示されている。除染直後/除染前、3 回目 (2019・2020 年) /除染前の線量低減係数の比は、後者で四分位範囲:Q1-Q3 の幅が広がっているものの双方の中央値は 1.30、1.24 とほぼ同じである。一方、3 回目 (2019・2020 年) /除染直後では線量低減係数の比の中央値はほぼ 1 に近く、除染直後と 3 回目 (2019・2020 年) では線量低減係数に大きな差がなかったことを示している。また、Q1-Q3 の幅は 3 回目 (2019・2020 年) /除染前に比べて狭まっていた。

図 III-3 (c) において線量低減係数が 1.0 を超えた住家で屋外の空間線量率がきわめて低い住家が観察されたが、この原因は放射性 Cs の影響が低減し自然環境 γ 線の線量が主体となってきているためと考えられる。今後最終的に放射性 Cs の寄与が無視できるほどになり自然環境 γ 線からの線量のみとなったときには、図 III-7 で示されたように屋内/屋外空間線量率比は 0.86-0.88 付近の値になると予想される。その観点から、屋外・住家周辺の空間線量率に対して線量低減係数をプロットして傾向を調べた結果が図 III-5 である。この図から、除染前の線量低減係数は 0.43 を中央値としてその周辺に分散しているが、除染後、2019・2020 年の線量低減係数は屋外・住家周辺の空間線量率が低減するとともに大きな値となっていく傾向が明らかである。屋外・住家周辺の空間線量率が小さくなるとともに、線量低減係数のばらつきも大きくなっていくが、これは、除染前と比べて屋外の空間線量率が大きく低下しているため式 (5) の分母が小さくなり、分子である屋内の空間線量の小さな変化に対しても比である線量低減係数が大きく変動することが理由であると考えられる。

3. ガンマプロッター測定値を用いて評価した広域での線量低減係数

ガンマプロッターの測定結果（図III-11：飯舘村の住家ID_I_12）を用いてより広域での家屋線量低減係数を下記の3つの方法により比較評価した。

- ① 半径毎の平均値を家屋外代表線量率として求める方法、
- ② 任意の家屋外測定値に対し最頻値を家屋外代表線量率として求める方法
- ③ 半径の他、方位も考慮して家屋外代表線量率を定め求める方法

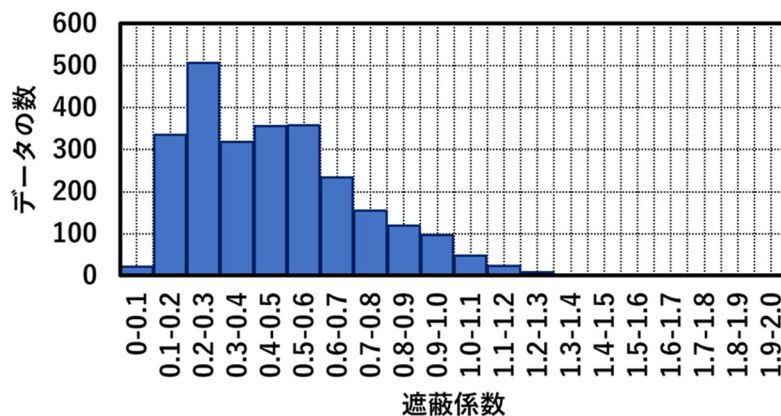
① 半径毎の平均値を家屋外代表線量率として求める方法（ $RF(r)=D_{\text{屋内}}/D_{\text{屋外}(r)}$ ）

家屋の中心から一定の半径毎に得られた 100cm上の空間線量率のデータを用いて半径毎の平均値を家屋外代表線量率として家屋線量低減係数を求めた（表III-2参照）。家屋中心から20m以内は、除染が実施されている他、人の出入りも多く且つ線源強度が時間と共に迅速に低下する舗装面が多く、一般に線量率が低いため、線量低減係数は、相対的に高い値となった

（ $RF=0.55$ ）。一方、家屋から離れると、相対的に線源強度の高い未除染面及び非舗装面の占める割合が増加するため、線量低減係数は、徐々に減少し、家屋中心から約30mを超えると凡そ一定になる傾向が見られた（ $RF=0.35$ ）。この数値は、除染前の線量低減係数として評価された値（0.4あたり）とほぼ同じである^{4,5)}。

② 任意の家屋外測定値に対し、最頻値を家屋外代表線量率として求める方法（ $RF=D_{\text{屋内}}/D_{\text{屋外}}$ ）

家屋中心の測定点と屋外の測定2585点による、家屋線量低減係数のヒストグラムを図IV-1に示す。



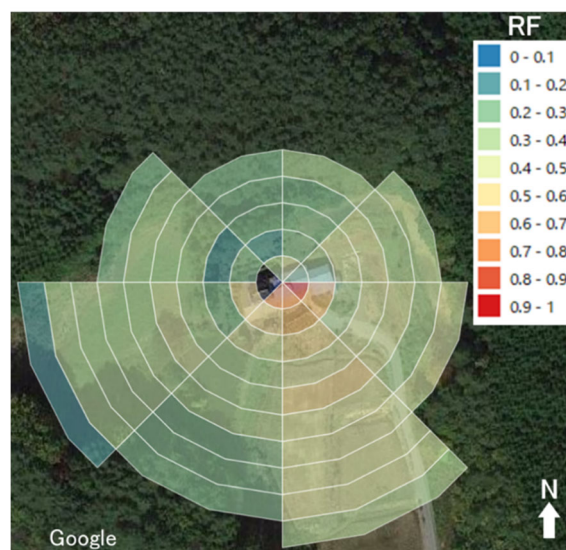
図IV-1 家屋線量低減係数のヒストグラム（ID_I_12）

この図で、家屋中心から半径70mまでの線量低減係数の最頻値は0.2-0.3となった。また、平均値は0.45（ $RF=0.45$ ）、中央値は0.35（ $RF=0.35$ ）となった。最頻値として得られた低減係数の意義としては、家屋屋外周囲での観測（歩行）可能な地点の中で、最も観測される頻度の高い空間線量率の家屋中心に対する比であり、線量低減係数として一定の意味を持つと考えられる。しか

し、家屋周囲の空間線量率を可能な限り測定するという意図の下、測定された結果から導かれており、注意が必要である他、除染の有無など家屋周囲の環境の違いにより、空間線量率が大きく変化するケースもあり、他の家屋のデータとの比較が重要と考えられる。

③ 半径及び方位を考慮し求める方法（ $RF = D_{\text{屋内}} / D_{\text{屋外}}$ ）

家屋中心から半径10m毎の測定値を8方位毎に平均し、家屋中心の測定値に対し、距離だけでなく、方位毎にも、線量低減係数（RF）の分布を算出した（図IV-2参照）。この結果から、線量低減係数の距離依存性に加えて、家屋近傍の領域でも舗装面を含む部分は、相対的に線源強度が小さく、低減係数が高くなる傾向があること等が分かる。一方、田畑等が存在する場所では、凡そ $RF = 0.3-0.4$ の範囲となり、更に家屋裏手の山林に面する斜面では $RF=0.2$ 以内の範囲となることが分かった。この結果のように、低減係数に係るその場の空間線量率は、放射性Csのその場の存在量（或いは除去率）に強く依存するため、線量低減係数は、家屋からの距離だけでなく、対象とする方位、即ち、面の環境（土地利用等）によっても、変動することが分かる。



図IV-2 半径及び方位を含めて計算した家屋線量低減係数の分布図（飯舘村の住家 ID_I_12）

4. 除染後の線量低減係数の適切な決定の仕方と使われ方

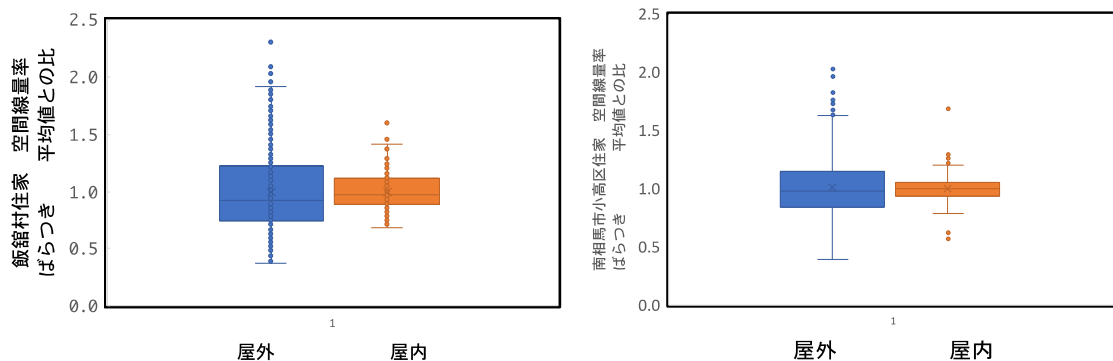
除染後、除染から長い時間が経過したときの屋外、屋内の数値としてどのような値を使うことが線量低減係数として適切なのかその使われ方を踏まえて以下に考察した。

まず、線量低減係数は、Ⅲ.2 で式（4）として示したように下記で定義されている。

$$RF = H^*(10)_{\text{in}} / H^*(10)_{\text{out}} \quad (4)$$

式（4）において、屋内の空間線量率を適切に取得するには、原発事故直後ではドアや窓から十分に離れて^{2,3)}部屋の中央で測定を行うこと、かつ、一部屋だけではなく（可能であれば）全室あるいは廊下等についても測定を行って測定点を複数とすることなどが必要である

5)。時間経過とともに事故直後ほどの大きな屋内での数値変動はなくなっているが、本プロジェクトでのシンチレーションサーバイメータを用いての測定はすべて事故直後と同様にドアや窓から十分に離れて部屋の中央で実施し、かつ、一部屋だけではなく（可能であれば）全室あるいは廊下等についても測定を行っている。なお、2019・2020年に測定した飯舘村40戸、南相馬市小高区33戸各住家での屋外（住家周辺）及び屋内それぞれの空間線量率平均値との比をとった結果を図IV-3（a）（b）に示す。双方の地域で屋内では屋外より変動幅が小さい。



(a) 飯舘村住家

(b) 南相馬市小高区住家

図IV-3 2019・2020年に測定した飯舘村40戸、南相馬市小高区33戸各住家での屋外（住家周辺）及び屋内それぞれの空間線量率平均値との比（a）（b）

式（4）において、屋外の空間線量率を取得する際は、除染の前と後とで住家近辺の放射線場のが大きく変化したことに注意を払う必要がある。原発事故後、除染などの人的活動が行われる前においては、住家周辺では **uncontaminated effect**¹¹⁾が顕著であり、かつ、犬走りの影響で建屋に近接したところでは数値は低くなるため、（図Ⅲ-12の下、浪江町の帰還困難区域に位置する未除染の住家（ID_N_6）での測定例を参照、家の中心から～8 mあたりまでの空間線量率がきわめて低いのは **uncontaminated effect** からの影響によると考えられる。）家建屋の外壁からある程度離れた場所で測定を行うことでこの影響をなるべく小さくして線量低減係数を評価してきた。かつ、周囲の環境の差を考慮し複数箇所での測定を行うことが必要である。図IV-3

（a）（b）では、双方の地域で屋内より屋外のほうが変動幅が大きいこと、また、屋外の数値を見ると（a）飯舘村でのほうが（b）南相馬市小高区での値より変動幅が大きく、山や森林に囲まれた住家が多い飯舘村の地形的条件が影響していることが考えられる。除染により屋外では住家から20m径で5cmの表土剥ぎが行われ図Ⅲ-1、図Ⅲ-2に示されるように除染直後では58.4%、2019・2020年の調査時でも49.6%の空間線量率の低下をもたらした。しかしながら、図Ⅲ-12（上）及び図IV-2で示された飯舘村（ID_I_12）での敷地が森林に囲まれたような住家では、図Ⅲ-12（上）に示されるように除染範囲では空間線量率が低い、除染範囲から離れていくと主に森林からの寄与により空間線量率は高くなる傾向が観察される。ここで示した例では大きな差が観察されているが、除染範囲と除染範囲から離れた広域の範囲での測定では大

半のケースで屋外の数値に大なり小なりこの差が観察される。さらに、Ⅲ. 5. ガンマプロッターによる測定結果においても示したように周辺環境（森林、田んぼ、舗装面等）の分布によっても影響を受けると考えられる。このような環境において、式（5）の屋外の数値としてどの空間線量値を使うのが適切なのか、除染後の線量低減係数の適切な決定の仕方について明確にしておく必要がある。

これにあたっては、線量低減係数がそもそも何のために使用される係数であるかを考えておく必要がある。線量低減係数はこれ自体として独立して使用される係数ではなく、式（8）で示されるように屋外の空間線量率から被ばく線量を評価するために使用される。

$$D_y = \{D_{\text{outdoor}} \times (8 \text{ h} \times \text{RF}_{\text{outdoor}} + 16 \text{ h} \times \text{RF}_{\text{indoor}}) - (D_N \times 24)\} \times 365 \text{ (days)} \quad (8)$$

ここで、 D_y は1年あたりの追加被ばく線量、 D_{outdoor} は屋外の空間線量率、 D_N は自然放射線からの空間線量率、 $\text{RF}_{\text{outdoor}}$ は屋外の線量低減係数で1、 $\text{RF}_{\text{indoor}}$ は屋内の線量低減係数である。原発事故直後においては、空間線量から被ばく線量への換算係数は安全側に1とされた。

式（8）を用いて適切に追加被ばく線量を算定するには、当然ながら屋外の空間線量率は住民が滞在する屋外の場所の空間線量率として考えなければならない。住民は住家の周辺（庭）に滞在し、敷地内であっても森林に長時間滞在するわけではないことから、住家の周辺（庭）での空間線量率を屋外の空間線量率として用いることが妥当であると考えられる。本プロジェクトで調査を行った飯館村や南相馬市小高区などは除染特別地域であり、除染特別地域の比較的線量率の高い地域では住民がよく滞在する住家から 20 m 径における庭で表面から 5 cm の表土除去（と客土）が行われて、空間線量低下率は 2019・2020 年の評価でほぼ 50%（中央値）となっている（図Ⅲ-1、図Ⅲ-2 参照）。したがって、線量低減係数も住民が良く滞在する屋外の場所に対する屋内の空間線量率の比をとった係数として設定することが適切であると考えられる。

一方、屋外の空間線量率として航空機モニタリングや走行サーベイ、歩行サーベイ等の広域の空間線量率を使う例もある。これらの広域のデータでは、住家周辺の 20 m 径における除染の低減効果を観察することは空間分解能からまず不可能である。このようなデータでは、Ⅳ. 3. ガンマプロッターの測定値を用いて評価した広域での線量低減係数において検討したように、屋外の空間線量率は住家周辺の庭での値より高い数値となり、したがって線量低減係数は小さな値をとる。この方法で取得した線量低減係数を用いて、広域の空間線量率の値を用いて屋内の空間線量率の推定に使うことは可能であるが、式（8）により被ばく線量の評価を行うと外部被ばく線量は過大評価につながる可能性がある。何の目的で線量低減係数を使用するのか、線量低減係数を適用する屋外の空間線量率はどのようにして測定されたものなのか、その目的と用途を明確にしたうえで、適した線量低減係数を使う必要がある。

5. 自然環境 γ 線による線量

図Ⅲ-7 において事故由来の放射性 Cs の寄与が無視できるほどになったとき、自然環境 γ 線のみの寄与での屋内/屋外空間線量率比は 0.86-0.88 付近の値になることを示した。この値は UNSCEAR の 1977 年報告書²³⁾での比 0.7、日本の木造住家で測定された比 0.77²⁴⁾、1.02²⁵⁾と統計的に大きな差はないと考えられるが、1.42 と大きな値を示している先行研究²⁶⁾もある。1.42 と

いう値との差は測定手法の差、屋外内での測定箇所の違いなどに起因すると考えられる。

6. in-situ 測定でのアンフォールディング法の不確かさ

in-situ 測定時でのアンフォールディング法の不確かさにおいては、以下の二つが支配的であると考えられる。

(1) 測定値の統計的な不確かさ

(2) 応答関数作成モデルの系統的な不確かさ

600x600 逐次近似法に関して、(1) の不確かさについては現在検討中である。(2) の不確かさについて、100、300、662、1500、2000、3000keV の γ 線について同心軸並行ビーム、等方ビーム、ランダムビーム照射したときのそれぞれの感度を 90° 方向並行ビーム照射の感度で規格化し、照射モデルによる不確かさが最大 $\pm 20\%$ 程度であることを示してきた²⁷⁾。さらに、3"φ x3"NaI シンチレータと遮へい容器から構成された放射能分析装置を用いて、粒状の放射能分析用玄米認証標準物質の 600x600 逐次近似法による評価値と認証値を比較することにより 600x600 逐次近似法の精度を実験的に評価した結果、認証値に対し $\pm 10\%$ 以内の精度となることを確認している²⁸⁾。22x22 逐次近似法に関しての精度評価は、松田及び湊らによって評価され²⁹⁾、方向特性による差異があること及び線量率は G(E)関数法と比較して屋外測定の方法依存性に関しての補正係数を用いて補正しても約 11%低くなることが示されているが、(1)、(2) の不確かさはともに不明である。600x600 逐次近似法と 22x22 逐次近似法の不確かさ及び参考事項について表IV-1 にまとめて示す。

表IV-1 in-situ 測定時でのアンフォールディング法の不確かさ

	600x600逐次近似法	22x22逐次近似法
統計誤差による不確かさ	検討中	不明
応答関数作成モデルの系統的な不確かさ	$\pm 20\%$	方向特性による差異有り 評価値は不明
全体の誤差	参考：3"φ x3"NaIシンチレータと遮へい容器から構成された放射能分析装置（食品モニタ）で評価したとき、認証値に対し $\pm 10\%$ 以内の精度	線量率はG(E)関数法と比較して約11%低い。

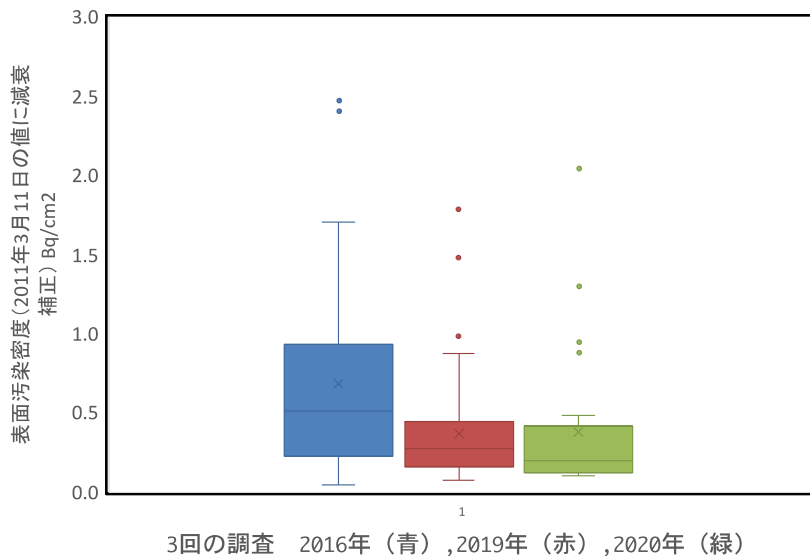
7. 住家内残留放射能の経時変化及び帰還（居住）住家の影響

飯舘村、南相馬市小高区において、表面汚染密度の経時的変化及び帰還（居住）している住家と帰還（居住）していない住家との差の有無について検討を行った。その結果、双方の地域とも平成 24~26 年度に比べて 2019・2020 年での表面汚染密度のほうが低くなっていること（ただし、この差は物理的減衰（最大で 40.2%）を含む）及び（図 III-13）居住していない家に比べて居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家での表面汚染密度のほうが低くなっていた

（図 III-14）。

後者について、飯舘村では帰還（居住）している住家 30 戸のうち 5 戸が、南相馬市小高区では帰還（居住）している住家 22 戸のうち 4 戸が元の家を解体して同じところに新しく建て替えを行っていた。また、居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている住家のほとんど全てで、また、帰還（居住）していない住家でも、部分的になんらかの形でリフォームが行われていた。一方、居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている住家では、畑で野菜などを育てこれらを食べる暮らしを再開しており、畑仕事などによって家の中に持ち込む土やほこりとともに放射性 Cs もあらたに持ち込んでいる可能性がある。今回の調査において評価した表面汚染密度は、建て替えやリフォームでの低減効果、掃除などその住家に住むあるいは使う際に積極的に排出する行為による低減効果と同時に畑仕事の再開によるあらたな持ち込みによる影響、これらすべてを含めた現在の状況として観察している。

福島第一原発に近い大熊町の住家においては、経時変化を観察するため表面汚染密度の調査をこれまで繰り返し行っている。帰還困難区域にある 1 戸の住家での 1 回目；2016 年 9 月 28 日、2 回目；2019 年 2 月 5 日、3 回目；2020 年 12 月 22 日の測定結果を図 IV-4 に示す。値は 2011 年 3 月 11 日の値に減衰補正してある。時間経過とともに表面汚染密度値が下がっているように見えるが、避難指示が出てから以降この住家にはほとんど誰も立ち入っておらず、掃除なども行っていない。ただし、風呂場とトイレの換気扇から外の風が入り込んで温度変化によって屋内に空気の動きが生じており、室内の空気と外気との交換はある程度なされている。このために、時間経過とともに屋内の残留放射能が低減している可能性が示唆される。一方、原発事故発生時に放射性プルームの通過に伴い屋内に入り込んだ放射性 Cs は、物の表面にダストやエアロゾルに付着した形で存在しており、居住していた時に油料理の際に台所からとんだ油飛沫などとともに物の表面に付着しているためかなりしっかりとくっついている。式（1）で拭き取り効率：F は第 1 回目の調査時（平成 24~26 年度）に繰り返し拭き取り法により評価している（ $F=0.75$ ）。居住しないまま年数が経過したときに、スミアで拭き取りにくくなっている可能性も考えられる。時間経過による変化を確認するため、繰り返し拭き取り法による拭き取り効率の再評価を行うことが必要である。



図IV-4 大熊町の住家での 3 回の表面汚染密度の調査

V. 結論

今年（2020 年）度は南相馬市小高区 24 戸、浪江町 10 戸（うち 3 戸は住家と同サイズの集会所）、飯舘村 6 戸、大熊町 5 戸、双葉町 2 戸の木造住家合計 47 戸での調査を実施した。昨年度の調査結果と合わせて解析した結果、以下のことが示唆された。なお、以下で、「除染前」と「除染直後」とあるのは平成 24-26 年度の間に除染が行われた住家について除染前と除染直後の調査を行った結果である。

1. 空間線量の低下率について 空間線量率の低下率 (%) の中央値及び四分位範囲:Q1-Q3 は除染直後で屋外で 58.4 (44.9-64.7)、屋内で 43.3 (33.5-49.3) (n=38 戸) であり、今回 3 回目 (2019・2020 年) の調査時では屋外で 49.6 (32.7-59.4)、屋内で 48.3 (28.9-60.0) (n=54 戸) であった。除染直後の空間線量の低下率は屋外>屋内であったが、今回の測定では低下率に屋外と屋内の間に差はなくなっていた。自然環境 γ 線の線量は屋外・屋内ともに除染前後及び今回の測定で変化は観察されなかった。

2. 線量低減係数: Reduction Factor (RF) について 除染前、除染直後、3 回目 (2019・2020 年) の中央値及び四分位範囲:Q1-Q3 はそれぞれ 0.43 (0.35-0.54)、0.63 (0.50-0.81)、0.61 (0.49-0.75) と評価された。除染により大きく線量低減係数は変化して線量低減係数が大きくなっているが、除染直後と 3 回目 (2019・2020 年) とに大きな差は認められない。それぞれの住家について、線量低減係数の比を算出した。除染直後/除染前、2019・2020 年/除染前について比の中央値はそれぞれ 1.30、1.24 で両者に大きな差は認められないが、2019・2020 年/除染直後比がほぼ 1 に近く、除染直後と 2019・2020 年では線量低減係数に大きな差がなかったことを示している。2019・2020 年の調査において線量低減係数が 1.0 を超える例に含まれているのは屋外の空間線量率が 0.062-0.101μSv/h (RF=1.00-1.05) のようなきわめて低い空間線量率の住家であることが

わかった。この原因は事故由来の放射性 Cs の影響が低減し自然環境 γ 線の線量が主体となってきたためと考えられる。除染前及び 2019・2020 年の線量低減係数をそれぞれの屋外（住家周辺の空間線量率）に対してプロットした結果から、 $y = -0.108\ln(x) + 0.469$ と評価された（ x は屋外の空間線量率（ $\mu\text{Sv/h}$ ）、 y は線量低減係数）。

3. 屋内表面汚染密度について 飯舘村、南相馬市小高区では、それぞれ 2017 年、2016 年に避難指示が解除され、その後帰還・居住する住民が徐々に増えてきている。この 2 つの地域における表面汚染密度の経時的変化及び帰還（居住）している住家と帰還（居住）していない住家との差の有無について飯舘村（40 戸）と南相馬市小高区（33 戸）で検討を行った。経時変化について、平成 24~26 年度と 2019・2020 年の調査結果を比較したところ、双方の地域とも平成 24~26 年度に比べて今回（2019・2020 年）での値のほうが低くなっていることが示された。ただし、この差は物理的減衰（最大で 40.2%）を含むものである。また、双方の地域とも居住していない家に比べて居住（帰還）もしくは毎日帰ってきている家のほうで表面汚染密度の値が低くなっていることが示された。

4. γ 線スペクトルへの 600×600 逐次近似法の適用 応答関数を用いた 600×600 逐次近似法を適用し、周辺線量当量率と人工放射性核種（ ^{134}Cs , ^{137}Cs ）の線量寄与率を算出した。この結果を 22×22 逐次近似法にて算出された周辺線量当量率および人工放射性核種の線量寄与率と比較した。両手法により算出した周辺線量当量率は数%の誤差内で一致していた。両手法による人工放射性核種の線量寄与率は周辺線量当量率に対して正の相関を示したが、全体的に 600×600 逐次近似法で低い値を示した。

5. 3D-ADRES を用いて作成した家屋モデルによるシミュレーション 3D-ADRES を用いて、福島県内の典型的な家屋及びその周辺環境に対するモデリングを行い、家屋周辺の除染等における除去率を変えた際の家屋内外の空間線量率分布の変化を求め、除去率と家屋の線量低減係数の関係性を評価した。その結果、除去率を大きくすると、観測により取得されていた事故初期の比較的小さい線量低減係数値から、経時変化と共に大きい低減係数値へと推移する様子が再現された。

VI. 次年度以降の計画

来年度は本研究の最終年度である。引き続き住家の調査は行う予定にしており、特に浪江町、大熊町、双葉町の帰還困難区域（特定復興再生拠点区域）での住家で除染前後の調査を行う。これまでの調査により取得し蓄積したデータの解析を進めるとともに測定結果の経時変化についてさらに詳細な検討を加える。具体的には①空間線量の低下率について、空間線量率の比較的高い帰還困難区域（特定復興再生拠点区域）における除染前後での線量率の変化を調べる。特に、空間線量低下率の屋外・屋内の差をスペクトル等の変化から考察する。②線量低減係数の変化についてより明確な傾向を得る。③屋外の空間線量率にともなう線量低減係数の変化についてより明確な関係を得る。④in-situ 測定で取得した γ 線スペクトルのアンフォールディングにおいて、600×600 逐次近似法で統計誤差による不確かさの評価を行う。⑤直接線成分と散

乱線成分の分別について、これまで 0.4-0.9 MeV の散乱線を直線で近似して散乱線成分としてきたが、原発事故の影響が無視できる地域で取得した自然環境γ線からの散乱線のデータを用いることでより明確に両者を分別できる方法をあらたに検討する。⑥表面汚染密度について帰還し居住している住家と居住していない住家との差（リフォームやクリーニングによる効果も含め）についてさらに検討を行う。⑦3D-ADRES の家屋モデルを用いたシミュレーションについて、本年度のシミュレーションではモニタリングにより得られた屋外地点の環境の違いによる効果は反映されていなかった。この点についてさらに検討を行う。

VII. この研究に関する現在までの研究状況、業績

ア) 論文・雑誌等

- 1) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Radiocesium concentration in indoor air during residential house cleaning in Fukushima Dai-ichi nuclear power plant evacuation areas, J. Environ. Radioact. 2019; 205-206: 127-134.
- 2) Yoshida-Ohuchi, H., Shinohara, N. Estimated internal exposure doses due to indoor radiocaesium contamination in residential houses after the Fukushima nuclear accident, Scientific Reports 2020; 10: 17212.
- 3) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Resuspension and deposition of PM2.5 and PM10 containing radiocesium during and after indoor cleaning of uninhabited houses in Fukushima, Chemosphere 2021; 272:129934.
- 4) 吉田浩子 住環境における放射線分布とその経時変化. 応用物理「放射線」in·press

イ) 学会発表等

- 1) ○吉田浩子 旧・現避難指示区域の住家内外における放射性物資の分布状況の経時変化 日本原子力学会秋の大会 2019/9/11（富山）
- 2) ○金敏植, Alex Malins, 町田昌彦, 吉村和也, 吉田浩子, 斎藤公明
福島県飯舘村における家屋周りの空間線量率分布の特徴について
第 2 回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会 2019/12/4～12/7
- 3) ○板津英輔, 阿部敬朗, 吉田浩子 ゲルマニウム検出器を用いる微量試料定量のためのモンテカルロ・シミュレーションによる効率決定
第 2 回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会 2019/12/4～12/7
- 4) ○吉田浩子 福島第一原発事故後の復旧期における住民の放射線防護（公財）放射線影響協会主催 放射線防護に関する専門家意見交換会 2020/1/21（東京）
- 5) ○吉田浩子, 篠原直秀 旧・現避難指示区域の住家内における放射性物質の分布状況の経時変化 日本原子力学会春の年会 2020/3（新型コロナウイルス感染症拡大のため開催中止のため要旨のみ発表）
- 6) ○東哲史, 林真照, 笹野理, 牧田泰介, 吉田 浩子 アンフォールディング法を適応した in-situ 測定による福島県内家屋内外の空間線量率の評価 日本保健物理学会第 53 回研究発

表会 2020/6（オンライン開催）

- 7) ○金敏植, Alex Malins, 町田昌彦, 吉村和也, 吉田浩子, 斎藤公明 福島第一原子力発電所事故後の木造家屋内外の空間線量率分布の特徴について 日本保健物理学会第 53 回研究発表会 2020/6（オンライン開催）
- 8) ○吉田浩子 旧避難指示区域の住家屋内外における除染による線量低減効果とその経時変化 第 9 回環境放射能除染研究発表会 2020/9/4（オンライン開催）
- 9) ○吉田浩子, 金敏植, Alex Malins, 町田昌彦, 吉村和也 旧・現避難指示区域の木造住家での線量低減係数の経時変化 日本原子力学会 2020 年 秋の大会 2020/9/11（オンライン開催）
- 10) ○金敏植, Alex Malins, 町田昌彦, 吉村和也, 吉田浩子, 斎藤公明 家屋周囲の空間線量率の連続モニタリングによる遮蔽係数の検討 日本原子力学会 2020 年 秋の大会 2020/9/11（オンライン開催）
- 11) ○吉田浩子 事故後の復旧期における被ばく線量に影響を及ぼす住家内外の要因とその経時変化 令和 3 年度「放射線科学とその応用第 186 委員会」第 37 回研究会 2021/2/4（オンライン開催）
- 12) ○吉田浩子, 篠原直秀 旧避難指示区域の住家内における残存放射性セシウムの経時変化 日本原子力学会 2021 年 春の年会 2021/3/19（オンライン開催）

ウ) 書籍・総説

- 1) なし

エ) 受賞

- 1) なし

オ) 特許

- 1) なし

カ) 環境行政への活用・貢献実績

- 1) 大熊町除染検証委員会、委員 常磐線全線再開に向けての駅周辺区域解除を議論。
- 2) 放射線防護対策評価検討会、委員 原発から近い地域にある建物内の汚染状況等を議論。

VIII. 引用文献

- 1) e-Stat 政府統計の総合窓口, 2018
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/database?page=1>
- 2) IAEA. Planning for off-site response to radiation accidents in nuclear facilities. IAEA-TECDOC-225, 1979.
- 3) IAEA. Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency, IAEA-

TECDOC-1162, 2000.

- 4) Yoshida-Ohuchi H, Hosoda M, Kanagami T, Uegaki M, Tashima H. Reduction factors for wooden houses due to external gamma-radiation based on in situ measurements after the Fukushima nuclear accident, Sci Rep. 2014; 4: 7541.
- 5) Yoshida-Ohuchi H, Matsuda N, Saito K. Review of reduction factors by buildings for gamma radiation from radiocaesium deposited on the ground due to fallout. J Environ Radioact, 2018; 187: 32-39.
- 6) 環境省 環境省 除染関係ガイドライン 2013
- 7) Yoshida-Ohuchi H, Kanagami T, Satoh Y, Hosoda M, Naitoh Y, Kameyama M, Indoor radiocaesium contamination in residential houses within evacuation areas after the Fukushima nuclear accident, Sci. Rep. 2016; 6: 26412.
- 8) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Radiocesium contamination in house dust within evacuation areas close to the Fukushima Daiichi nuclear power plant, Environ.Int. 2018; 114: 107-114.
- 9) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Radiocesium concentration in indoor air during residential house cleaning in Fukushima Dai-ichi nuclear power plant evacuation areas, J. Environ. Radioact. 2019; 205-206: 127-134.
- 10) Yoshida-Ohuchi, H., Shinohara, N. Estimated internal exposure doses due to indoor radiocaesium contamination in residential houses after the Fukushima nuclear accident, Sci. Rep. 2020; 10: 17212.
- 11) Matsuda, N., Mikami, S., Sato, T., Saito, K. Measurements of air dose rates in and around houses in the Fukushima Prefecture in Japan after the Fukushima accident, J Environ Radioact. 2017; 166: 427-435.
- 12) 湊進, 環境 γ 線解析用 $\Phi 3'' \times 3''$ NaI(Tl)シンチレータのレスポンス行列 名古屋工業技術試験所報告 1978; 27: 384-397.
- 13) 湊進, 環境 γ 線解析用 49x49 応答行列の紹介 放射線地学研究所 2015
- 14) Beck, H.L., DeCampo, J. Gogolak, C. In-situ Ge(Li) and NaI(Tl) gamma-ray spectrometry, Health and Safety Laboratory Report HASL-258, U.S.Atomic Energy Commission, New York, NY 10014, 1972
- 15) 長岡鋭 自然放射線源からの被ばく／地殻 γ 線による被ばく
http://anshin-kagaku.news.coocan.jp/sub060201hobutsu2002_nagaoka.html
- 16) 古田琢哉 高橋史明 環境に沈着した事故由来の放射性セシウムからのガンマ線に対する建物内の遮蔽効果及び線量低減効果の解析 JAEA-Research2014-003 2014
- 17) JIS Z 4504(2008) 放射性表面汚染の測定方法- β 線放出核種（最大エネルギー0.15 MeV 以上）及び α 線放出核種
- 18) 湊進 日本における地表 γ 線の線量率分布 地学雑誌 2006; 115: 87-95.
- 19) ICRP, ICRP Publication74, 1996, 表 A.21
- 20) 原子力規制委員会, 放射能測定シリーズ NO.33
ゲルマニウム半導体検出器を用いた IN-SITU 測定法, 2017, 付表 2-2

- 21) Sato, T., Andoh, M., Sato, M., Saito, K. External dose evaluation based on detailed air dose rate measurements in living environments, J Environ Radioact. 2019; 210: 105973.
- 22) Yoshida-Ohuchi H, Kanagami T, Naitoh Y, Kameyama M, Hosoda M, Reduction of Outdoor and Indoor Ambient Dose Equivalent after Decontamination in the Fukushima Evacuation Zones, J Radiat Prot Res. 2017; 42(1): 42-47.
- 23) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 1977 REPORT; Sources and Effects of Ionizing Radiation.
[http://www.unscear.org/docs/reports/1977,%2032nd%20session%20\(Suppl.%20No.40\)/ANNEX-B-1_unscear.pdf](http://www.unscear.org/docs/reports/1977,%2032nd%20session%20(Suppl.%20No.40)/ANNEX-B-1_unscear.pdf)
- 24) Matsuda, H., Fukaya, M. & Minato S. Measurements of indoor and outdoor natural radiation exposure rates in model houses, 保健物理 1990; 25: 385-390.
- 25) Abe, S., Fujimoto, K. & Fujitaka, K. Relationship between indoor and outdoor gamma ray exposure in wooden houses, Rad.Protec.Dosim. 1984; 7: 267-269.
- 26) Iyogi, T. et al. Environmental gamma-ray dose rate in Aomori prefecture, Japan. Health. Phys. 2002; 82: 521-526.
- 27) 東哲史、林真照、笹野理、牧田泰介、吉田 浩子 アンフォールディング法を適応した in-situ 測定による福島県内家屋内外の空間線量率の評価 日本保健物理学会第 53 回研究発表会 2020/6
- 28) 林真照 ほか アンフォールディング手法を用いた NaI(Tl)シンチレーション式放射能分析装置の開発 放射線 2018; 44(3): 101-108.
- 29) 松田秀晴, 湊進, PASQUALE, V. 環境 γ 線解析用応答行列法の精度評価 Radioisotopes 2002; 51: 42-50.

Study on factors in and around residential houses that affect radiation exposure dose for the residents

Hiroko Yoshida

Graduate School of Pharmaceutical Sciences, Tohoku University • Associate Professor

Key word: in and around residential house, temporal change, air dose rate, dose reduction factor, indoor surface contamination, radiocaesium

Abstract

The aim of this study is to examine the temporal changes in reduction factor and in indoor surface contamination, which affect radiation exposure dose for the residents, by re-examining about 150 dwellings that had been investigated. This year (2020), 47 wooden residential houses (in Odaka, Minamisoma City, Namie Town, Iitate Village, and Okuma Town) were investigated. A result in this year was analyzed in combination with the results of last year's study (100 houses in total). The findings are as follows:

1. The median air dose reduction rate (%) with an interquartile range was evaluated as 58.4 (44.9-64.7) outdoors and 43.3 (33.5-49.3) indoors immediately after decontamination ($n = 38$) and newly assessed as 49.6 (32.7-59.4) outdoors and 48.3 (28.9-60.0) indoors in this study from 2019 to 2020 ($n=54$). The air dose reduction rate immediately after decontamination was outdoor > indoor, however, in the present measurement, there was no difference in the air dose reduction rate between outdoor and indoor. No change was observed in the indoor and outdoor absorbed dose rate in the air due to natural radiation sources before and after decontamination and in this measurement.

2. The median reduction factor with an interquartile range was evaluated as 0.43 (0.35-0.54)、0.63 (0.50-0.81)、0.61 (0.49-0.75), respectively before decontamination, immediately after decontamination, and 2019/2020. For each house, the ratio of reduction factors among before decontamination, immediately after decontamination, and 2019/2020, was also calculated. These results indicate that changes over time after decontamination are rarely observed. In this study (2019 and 2020), the cases with dose reduction factors exceeding 1.0 were found to be houses with extremely low outdoor air dose rates such as 0.062-0.101 $\mu\text{Sv/h}$ ($\text{RF}=1.00\text{-}1.05$). This is considered to be due to the fact that the influence of radioactive Cs has decreased and the dose due to natural radiation sources has become dominant. A correlation between reduction factors, y and outdoor air dose rates, x (measured in the yard around the house) was approximated as $y = -0.108\ln(x) + 0.469$.

3. We compared the results of the studies conducted in 2012-2014 and 2019-2020 in Iitate Village

(38 houses) and Odaka, Minamisoma City (32 houses), and found that the values in both areas were lower in 2019-2020 than in 2012-2014. Note that this difference includes radioactive Cs physical decay (up to 40.2%). In both regions, the values of surface contamination are lower for houses that are lived in (returned to) or returned to every day than for those that are not lived in.

4. The 600×600 successive approximation method using the response function was applied to calculate the ambient dose equivalent rate and the dose contribution of artificial radionuclides (^{134}Cs and ^{137}Cs). These results were compared with those calculated by the 22×22 successive approximation method. The ambient dose equivalent rates calculated by the two methods agreed with each other within a few percent error. The dose contributions of the artificial radionuclides calculated by both methods were positively correlated with the ambient dose equivalent rates, but overall, the 600×600 successive approximation method showed lower values.

5. Modeling of a typical house and its surrounding environment in Fukushima Prefecture was carried out using 3D-ADRES. The changes in air dose rate distributions inside and outside of houses were obtained by changing the removal rates of radioactive Cs for decontamination around houses and then the relationship between the removal rates and the dose reduction factors of the houses was evaluated. As the removal rate was increased, the dose reduction factor values were increased from relatively small values in the early stage of the accident, which were obtained by observation, to larger values with time.